Bernard Legube

PRODUCTION D'EAU POTABLE

Filières et procédés de traitement

Copyright © 2015 Dunod.

DUNOD

SHOUT
SHARE
IT

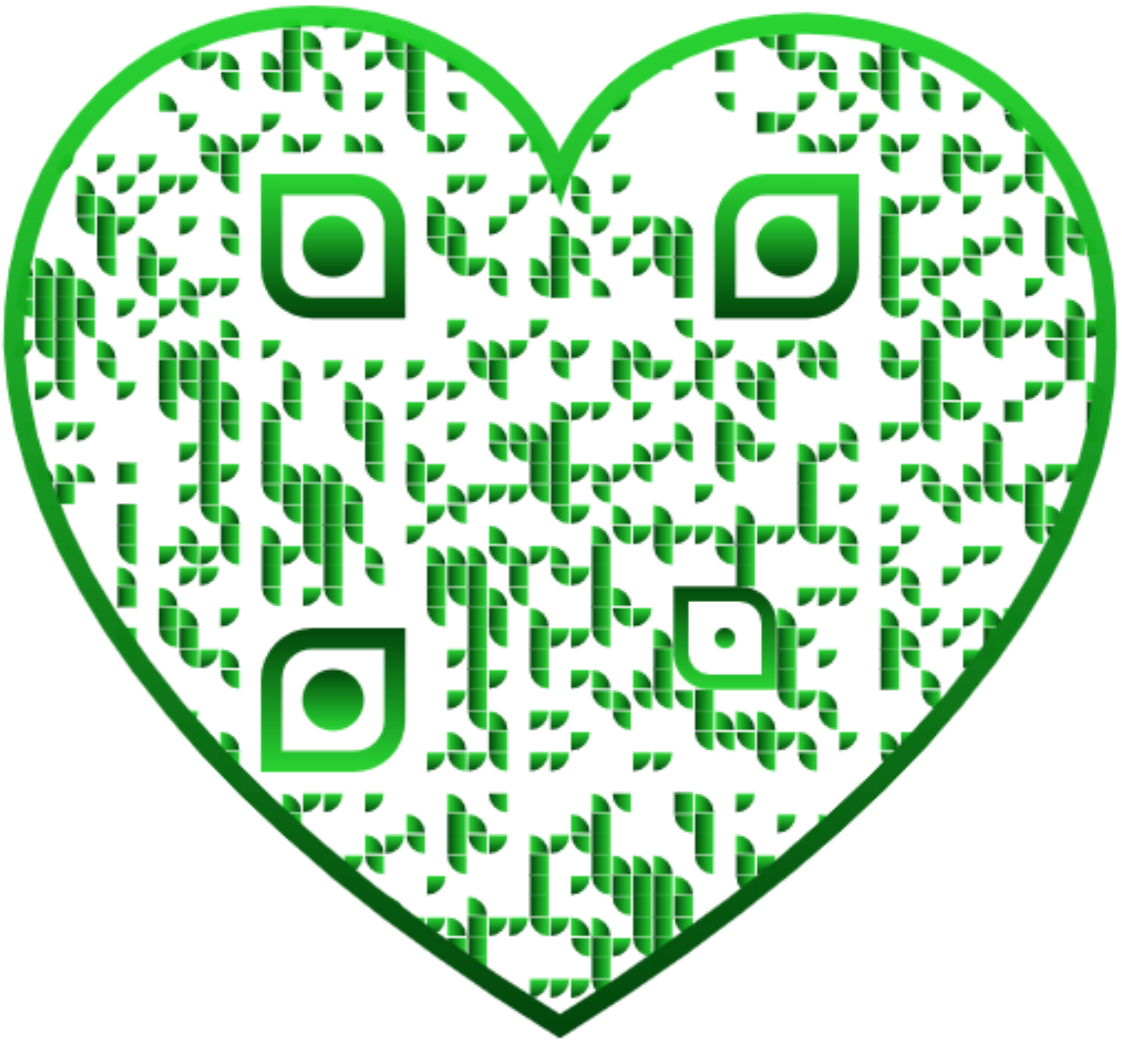


Photo de couverture : © Andy Dean – Fotolia.com

Le pictogramme qui figure ci-contre mérite une explication. Son objet est d'alerter le lecteur sur la menace que représente pour l'avenir de l'écrit, particulièrement dans le domaine de l'édition technique et universitaire, le développement massif du photocopillage.
Le Code de la propriété intellectuelle du 1er juillet 1992 interdit en effet expressément la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Or, cette pratique s'est généralisée dans les établissements d'enseignement supérieur, provoquant une baisse brutale des achats de livres et de revues, au point que la possibilité même pour les auteurs de créer des œuvres nouvelles et de les faire éditer correctement est aujourd'hui menacée.
Nous rappelons donc que toute reproduction, partielle ou totale, de la présente publication est interdite sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris).

© Dunod, 2015
5 rue Laromiguière 75005 Paris
www.dunod.com
ISBN 978-2-10-059321-7

Le Code de la propriété intellectuelle n'autorisant, aux termes de l'article L. 122-5, 2° et 3° a), d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (art. L. 122-4).
Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles L. 335-2 et suivants du Code de la propriété intellectuelle.

Copyright © 2015 Dunod.

Préface

Les très grands progrès faits dans le domaine de la détection, de l'interprétation d'effets néfastes sur l'animal de laboratoire, de l'épidémiologie ont eu des répercussions très importantes dans différents domaines de l'industrie.

Les traitements des eaux, qu'elles soient usées, avant leur rejet dans l'environnement, ou brutes, pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, n'ont pas échappé à ce phénomène.

En me référant à mon expérience personnelle, j'ai tendance à dire que ce qui a été appris il y a plus de 10 ans est faux aujourd'hui.

Après chaque nouvelle « découverte », les normes de qualité sont modifiées et les traitements à mettre en œuvre sont soit complétés, soit modifiés voire même interdits.

Plusieurs exemples pour illustrer ces faits :

- La pré-chloration des eaux :

  Quand j'ai commencé ma carrière dans le domaine des eaux destinées à la consommation humaine, en 1970, toute chaîne de potabilisation d'eau de surface qui ne commençait par une pré-chloration au « break-point » était une mauvaise chaîne de traitement. Lorsque j'ai cessé mes activités en 2006, toute chaîne de traitement d'eau destinée à la consommation humaine utilisant de l'eau de surface qui pratiquait une pré-chloration était interdite. Entre-temps, la chromatographie en phase gazeuse avait permis, dès 1974, de mettre en évidence les réactions secondaires du chlore sur les matières organiques naturelles (acides humiques) présentes dans les eaux de surface, surtout dans les eaux peu minéralisées.

  Avant cette « découverte », les traitements de clarification utilisaient pour ces eaux des sels d'aluminium car les humâtes d'aluminium sont incolores alors que les humâtes de fer sont très colorés.

  Aujourd'hui, ce sont les sels de fer qui, utilisés à pH 5,5, permettent une élimination par coagulation-coprécipitation et piégeage de ces matières organiques, alors que dans le passé on ne se contentait que de les masquer. Ces matières organiques « naturelles » étaient considérées comme sans effet sur la santé humaine.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- L'ozonation de l'eau :

  Ce réactif était considéré comme *le réactif* d'avenir qui devait figurer dans toutes les chaînes modernes de potabilisation des eaux. L'apparition de la chromatographie ionique, les tests de toxicité ont montré que, en présence d'ions bromure, l'ozone, dans certaines conditions, pouvait produire des ions bromates qui ont été classés comme cancérogènes.

  L'ozonation de l'eau avec résiduel rémanent commence à être peu à peu remplacée par l'irradiation par des rayonnements UV.

- Dans le domaine de la microbiologie :

  Pendant des décennies, une eau traitée exempte de germes tests de contamination fécale (coliformes thermotolérants : *E. coli*, coliformes totaux, entérocoques intestinaux) était considérée comme sans risque microbiologique pour la santé humaine. L'épidémiologie a montré que certaines eaux « bien traitées » pouvaient cependant être à l'origine de maladies.

  Tout un ensemble de fausses vérités a été mis en évidence :

  - La plus importante : « Le chlore est le meilleur désinfectant et rien ne lui résiste. » **Faux** : les parasites, notamment *Cryptosporidium*, ne sont pas inactivés par ce réactif même à des doses très élevées. Le meilleur moyen de les éliminer est la rétention.
  - « Une eau conforme en sortie d'usine le reste dans le réseau de distribution. » **Faux** : avec la surveillance accrue de la qualité microbiologique de l'eau dans le réseau de distribution, il a été démontré que des germes stressés non cultivables en sortie d'usine pouvaient redevenir viables dans le réseau de distribution et cela malgré un traitement de désinfection adapté. Il a été mis en évidence l'effet protecteur, au profit de ces germes, de la turbidité résiduelle de l'eau, au moment de l'étape de désinfection. Dès 1994, l'OMS considérait qu'il n'était pas possible de garantir la désinfection d'une eau dès lors que sa turbidité dépassait 1 NFU.

  La faible turbidité de l'eau traitée après filtration devient donc un paramètre de plus en plus important puisqu'elle permet, d'une part, de s'assurer que les parasites résistant aux traitements biocides chimiques ont bien été retenus et, d'autre part, que les micro-organismes ne seront pas protégés vis-à-vis des traitements biocides.

  Cela s'est traduit au niveau réglementaire par la fixation en France d'une norme (référence de qualité) de turbidité de 0,5 NFU après l'étape de filtration pour les eaux de surface ou influencées par des eaux de surface et de 1 NFU pour toutes les eaux à désinfecter (limite de qualité). Comme pour les eaux souterraines, le sol étant considéré comme le clarificateur, seule une

Copyright © 2015 Dunod.

désinfection était nécessaire. Si la turbidité varie et dépasse de façon régulière 2 NFU, elles doivent être déclassées et considérées comme des eaux influencées par des eaux de surface et à traiter de la même façon que ces dernières : clarification et désinfection impératives.

La turbidité de l'eau doit être considérée comme un paramètre microbiologique.

Il paraît donc indispensable de se recycler régulièrement pour prendre en compte ces nouvelles « découvertes ».

Le livre écrit par Bernard Legube n'a pas la prétention d'être un livre de base pour connaître à fond les traitements de potabilisation des eaux. En revanche, il permet de faire le point sur les nouvelles avancées dans la connaissance sur ces traitements. Il s'adresse donc, bien sûr, à des techniciens ou responsables du contrôle de la qualité des eaux déjà formés qui peuvent ici « rafraîchir » leurs connaissances mais aussi à des responsables de projets pour mieux comprendre certaines propositions faites par des bureaux d'études ou prévoir les modifications de chaînes de potabilisation.

Antoine Montiel

Docteur ès sciences,
retraité des services de production d'eau de la Ville de Paris

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

Table des matières

Préface III

A

La production d'eau potable et les filières de traitement

Chapitre 1 : L'eau potable en France 3

1.1 Préambule 3

1.2 Les besoins en eau potable 5

Chapitre 2 : La réglementation 9

2.1 Les fondations et les objectifs de la réglementation 9

2.2 Les principes de la réglementation actuelle 10

2.3 Les exigences de qualité 10

2.4 Le contrôle des résultats 13

2.5 Informer les consommateurs 14

2.6 La gestion de crise 14

Chapitre 3 : Comment définir une filière ? 15

3.1 Les principaux critères de choix 15

3.2 Les difficultés techniques rencontrées 15

3.3 Les exigences du consommateur 16

3.4 Quelles étapes de traitement peut inclure une filière ? 17

3.5 Comment définir la meilleure filière ? 18

3.6 La réhabilitation de filière 18

3.7 Lutter contre les « non-conformités » 19

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Chapitre 4 : Les filières de traitement 21
4.1 Les filières pour eaux souterraines profondes 21
4.2 Les filières pour eaux de surface 25

Chapitre 5 : Les tests optimisant le choix de la filière 35
5.1 Les principaux tests pour eaux profondes 35
5.2 Les essais de traitabilité d'une eau de surface 36

Chapitre 6 : L'évaluation des risques 39
6.1 Le risque sanitaire 39
6.2 L'évaluation du risque 41
6.3 L'impact des changements climatiques 42

Sources et supports 45
Ouvrages 45
Autres supports 45
Principaux articles et textes de conférences (en langue française) 45

B

La clarification

Chapitre 7 : Notions théoriques de base sur la clarification 49
7.1 Problématique et objectifs 49
7.2 Notions de coagulation/floculation 50
7.3 Notions de clarification par voie gravitaire 53
7.4 Notions de filtration 61

Chapitre 8 : Paramètres à contrôler en clarification 67
8.1 Contrôles physico-chimiques communs à toute opération de clarification 67
8.2 Contrôles spécifiques 68

Chapitre 9 : Coagulation et floculation 73
9.1 Réactifs 73
9.2 Réacteurs 76

Copyright © 2015 Dunod.

9.3 Conditions d'une bonne coagulation/floculation 78
9.4 Comment maîtriser les dysfonctionnements ? 86

Chapitre 10 : Décantation 89
10.1 Décanteurs 89
10.2 Les essais en vue d'optimiser la décantation 98
10.3 Performances à attendre 101

Chapitre 11 : Flottation 105
11.1 Flottateurs 105
11.2 Les essais en vue d'optimiser la flottation 109
11.3 Quelques performances 111

Chapitre 12 : Filtration en profondeur 113
12.1 Mode de filtration en profondeur 113
12.2 Différents types de filtres en profondeur 114
12.3 Matériaux granulaires 119
12.4 Paramètres de dimensionnement de la filtration en profondeur 120
12.5 Les essais en vue d'optimiser la filtration en profondeur 121
12.6 Les performances à attendre 124
12.7 Les dysfonctionnements courants 127
12.8 La gestion des eaux de lavage 128

Chapitre 13 : Filtration membranaire 131
13.1 Quelles membranes, quels modules et mode d'alimentation pour la clarification ? 132
13.2 Comment optimiser la clarification membranaire ? 135
13.3 Quels contrôles sur les membranes ? 137
13.4 Les performances à attendre 139

Sources et supports 143
Ouvrages 143
Autres supports 143
Principaux articles et textes de conférences (en langue française) 144

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

C

La désinfection

Chapitre 14 : Notions théoriques de base sur la désinfection 151

14.1 Problématique et objectifs de la désinfection 151

14.2 Relations dose/effet en désinfection 153

14.3 La physico-chimie (de base) des désinfectants 158

14.4 Les sous-produits de désinfection (SPD) connus 165

Chapitre 15 : Paramètres à contrôler en désinfection 173

15.1 Qualité microbiologique de l'eau 173

15.2 Qualité physico-chimique de l'eau 175

15.3 Paramètres de dimensionnement 177

Chapitre 16 : Élimination par clarification 179

16.1 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des bactéries 179

16.2 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des virus 180

16.3 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des protozoaires pathogènes 181

16.4 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des algues 181

16.5 Performances de la filtration directe 182

16.6 Contamination des filtres 182

16.7 Performances de la clarification par techniques membranaires 182

Chapitre 17 : Désinfection par le chlore libre 183

17.1 Réactifs 183

17.2 Réacteurs de chloration 186

17.3 Conditions d'une bonne chloration en production 186

17.4 Chloration en réseau 191

17.5 Comment maîtriser le risque de formation de sous-produits de chloration (THM, AHA et autres) ? 196

Copyright © 2015 Dunod.

Chapitre 18 : Désinfection au dioxyde de chlore 199
18.1 Réactifs 199
18.2 Réacteurs 200
18.3 Conditions d'une bonne désinfection en production 201
18.4 Évolution en réseau de distribution 203

Chapitre 19 : Désinfection par l'ozone 205
19.1 Réactifs 205
19.2 Réacteurs d'ozonation 207
19.3 Conditions d'une bonne désinfection par l'ozone 209
19.4 Comment maîtriser le risque de formation de bromates ? 212

Chapitre 20 : Désinfection UV 215
20.1 Génération de rayons UV (lampes UV) 215
20.2 Réacteurs 216
20.3 Conditions d'une bonne désinfection UV 217
20.4 Comment maîtriser les risques ? 221

Sources et supports 223
Ouvrages 223
Autres supports 223
Principaux articles et textes de conférences (en langue française) 223

D

Les traitements de finition (ou d'affinage)

Chapitre 21 : Problématique et objectifs des traitements de finition 229

Chapitre 22 : Mise à l'équilibre 233
22.1 L'équilibre calco-carbonique des eaux 233
22.2 Les paramètres, caractères calco-carboniques et indices à mesurer 236
22.3 Les traitements 242

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Chapitre 23 : Affinage par charbon actif 263
23.1 L'adsorption : une réaction équilibrée et non instantanée 263
23.2 Le matériau charbon actif 268
23.3 Les objectifs recherchés et le choix du charbon 271
23.4 La filtration sur charbon actif en grains (CAG) 273
23.5 Les traitements de finition avec charbon actif en poudre (CAP) 278

Chapitre 24 : Place et rôle de l'ozonation 287
24.1 Préambule 287
24.2 Rôle de l'inter-ozonation et résultats attendus 288
24.3 La pré-ozonation est-elle justifiée ? 291

Chapitre 25 : Nanofiltration 293
25.1 Le procédé de nanofiltration (NF) 293
25.3 Les performances 295
25.4 La nécessité de post-traitements 295
25.5 La nanofiltration en tête de filière ? 295

Sources et supports 297
Ouvrages 297
Autres supports 297
Principaux articles et textes de conférences (en langue française) 297

E

Comment satisfaire aux paramètres de qualité ?

Chapitre 26 : Paramètres microbiologiques 303
26.1 Les bactéries indicatrices de contamination et d'efficacité de traitement ou « germes tests » (limites et références de qualité) 303
26.2 Les autres micro-organismes 306

Chapitre 27 : Paramètres chimiques 311
27.1 Acides haloacétiques (AHA) 311
27.2 Acrylamide 313
27.3 Aluminium total 314

Copyright © 2015 Dunod.

27.4 Ammonium ou azote ammoniacal 316
27.5 Antimoine 319
27.6 Arsenic 320
27.7 Baryum 324
27.8 Benzène 326
27.9 Benzo(a)pyrène et HAP 327
27.10 Bisphénol A et autres perturbateurs endocriniens 328
27.11 Bore (borates) 331
27.12 Bromates 331
27.13 Cadmium 333
27.14 Carbone organique total (COT / COP / COD / CODB) 334
27.15 Chlorates 337
27.16 Chlore libre et chlore total 338
27.17 Chlorites 339
27.18 Chlorures 340
27.19 Chlorure de vinyle (CVM) 341
27.20 Chrome 342
27.21 Conductivité 343
27.22 Couleur 344
27.23 Cuivre 345
27.24 Cyanures totaux 346
27.25 1,2-dichloroéthane 347
27.26 Épichlorhydrine 348
27.27 Équilibre calco-carbonique 348
27.28 Fer total 350
27.29 Fluorures 354
27.30 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) 355
27.31 Manganèse 356
27.32 Médicaments et résidus pharmaceutiques 360
27.33 Mercure total 362
27.34 Microcystine totale 363
27.35 N-nitrosodiméthylamine (NDMA) 365
27.36 Nickel 366
27.37 Nitrates 367
27.38 Nitrites 375
27.39 Odeur et saveur 376

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.40 Oxydabilité au permanganate de potassium 378
27.41 Perchlorates 378
27.42 Pesticides 379
27.43 pH ou potentiel hydrogène 382
27.44 Plomb 385
27.45 Radioactivité – Dose totale indicative 387
27.46 Radon 388
27.47 Sélénium 388
27.48 Sodium 389
27.49 Sulfates 390
27.50 Température 390
27.51 Tétrachloroéthylène et trichloroéthylène 392
27.52 Trihalométhanes (THM) 393
27.53 Tritium 395
27.54 Turbidité 396

Sources et supports 399
Ouvrages 399
Autres supports 399
Principaux articles et textes de conférences (en langue française) 399

Index 409

F

Mémento

Sur le Web

Symboles et unités

Mémento relatif aux filières de traitement

A.1 Les prélèvements d'eau douce en France
A.2 Sur la réglementation actuelle
A.3 Relations entre les procédés de traitement et l'élimination des paramètres chimiques

Copyright © 2015 Dunod.

Mémento relatif à la clarification

B.1 Charge primaire et double couche
B.2 Évaluation de la charge des colloïdes
B.3 Cinétique de floculation
B.4 Moyens de coagulation/floculation
B.5 Diagrammes de solubilité de $Al^{(III)}$ et $Fe^{(III)}$
B.6 Diminution du pH et du TAC lors de la coagulation par $Al^{(III)}$ ou $Fe^{(III)}$
B.7 Optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute par coagulation
B.8 Coagulation/floculation par les polymères
B.9 Polymères de synthèse en floculation
B.10 Calcul du gradient de vitesse en coagulation/floculation
B.11 Calcul de la vitesse limite de sédimentation et de flottation
B.12 Expérimentation de décantation (ou de flottation)
B.13 Concept du bassin idéal de HAZEN
B.14 Concept de la décantation lamellaire
B.15 Concept de la décantation à contact de boues
B.16 Génération de microbulles en flottation à air dissous
B.17 Différents flottateurs
B.18 Caractéristiques des matériaux et lits filtrants
B.19 Contrôles d'un matériau granulaire pour la filtration en profondeur
B.20 Rétention des particules dans un lit filtrant
B.21 Hydraulique d'un lit filtrant
B.22 Effet des paramètres de dimensionnement sur le fonctionnement des filtres (en profondeur) rapides
B.23 Suivi du fonctionnement d'un filtre en profondeur
B.24 Régulation hydraulique des filtres (en profondeur) gravitaires rapides par siphon répartiteur (ou équivalent)
B.25 Matériaux constitutifs des membranes de clarification
B.26 Principales caractéristiques des membranes de clarification
B.27 Contrôles et tests sur les membranes et modules
B.28 Généralités sur les membranes et les modules
B.29 Rétention des particules par une membrane
B.30 Transfert hydraulique et loi de base en filtration membranaire
B.31 Colmatage des membranes de clarification
B.32 Rétro lavage et nettoyage des membranes

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Mémento relatif à la désinfection

C.1 Réaction de base ou modèle de Chick-Watson
C.2 Quelques valeurs de « *C.t* »
C.3 Bases physico-chimiques des désinfectants
C.4 Réactions des désinfectants chimiques avec les composés minéraux
C.5 Réactions des désinfectants chimiques avec les composés organiques
C.6 Rôle des bromures lors de la désinfection chimique
C.7 Les sous-produits connus de désinfection
C.8 La matière organique dissoute (MOD), précurseur de THM et autres SPD
C.9 Quelques modèles d'évaluation du risque de formation des sous-produits de désinfection
C.10 Demande en chlore de type « break-point »
C.11 Production et transfert d'ozone
C.12 Les radiations UV
C.13 Exemple de calcul (simple) de débit en réacteur UV
C.14 Exemples de performances en désinfection UV

Mémento relatif aux traitements de finition

D.1 Les constantes d'équilibre standards et apparentes mettant en jeu les éléments fondamentaux
D.2 Équilibre calco-carbonique des eaux
D.3 Méthode de Legrand et Poirier
D.4 Notions théoriques de solubilité
D.5 Échangeurs de cations pour adoucissement
D.6 Équilibre d'adsorption
D.7 Adsorption du COD sur charbon actif
D.8 Cinétique d'adsorption
D.9 Quelques valeurs de capacités dynamiques triazines / CAG

Mémento relatif aux paramètres de qualité

E.1 Relations de base entre constantes d'équilibre et les concentrations des espèces en équilibre
E.2 Principaux équilibres connus, par paramètre de qualité concerné
E.3 Données sur les résidus pharmaceutiques

Copyright © 2015 Dunod.

Pour accéder à la partie F « Mémento »

Le texte contient de nombreux renvois vers la partie F « Mémento ». Par exemple, le renvoi à « F-A1 » correspond au complément A1, premier complément relatif à la partie A, se trouvant dans la partie F.

Cette partie F se trouve en ligne.

On y accède à partir de la page de présentation de cet ouvrage sur le site www.dunod.com :

Copyright © 2015 Dunod.

Note de l'auteur

Certains passages de cet ouvrage sont en partie inspirés de précédentes publications : un article du même auteur dans *Techniques de l'Ingénieur* (W 5 510) et l'ouvrage, coordonné par le même auteur, *L'analyse de l'eau* (Rodier *et al.*, 2009, Dunod).

Copyright © 2015 Dunod.

A

LA PRODUCTION D'EAU POTABLE ET LES FILIÈRES DE TRAITEMENT

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.

1 L'eau potable en France

Fin du 19e siècle, début du 20e, avec les découvertes en microbiologie, on assiste à une prise de conscience sur le risque sanitaire par l'eau suite à l'établissement de la relation entre les grandes épidémies européennes (choléra et fièvre typhoïde) et la pollution des eaux d'égouts. Ces constats aboutissent en 1900, en France, à la première circulaire ministérielle qui annonce qu'une analyse chimique ne suffit pas pour apprécier la salubrité de l'eau mais qu'il faut aussi une analyse microbiologique (sans préciser les méthodes).

1.1 Préambule

1.1.1 L'exigence d'absence de germes pathogènes

La première élaboration d'une réglementation aboutira en 1962 à une exigence essentielle mais invérifiable « d'absence de tout germe pathogène ». C'est en effet au milieu du 20e siècle que le concept d'évaluation des risques prend naissance et qu'il devient obligatoire pour les eaux destinées à la consommation humaine de respecter l'absence de certains germes tests, qui est considérée comme représentative d'un très faible risque de la présence redoutée de certains pathogènes comme *Salmonella* et *Shigella*. Cet objectif sanitaire « d'absence de germes tests » a aujourd'hui montré son efficacité et on lui doit sans doute une partie des énormes progrès dans le domaine de l'hygiène publique au 20e siècle.

1.1.2 Les premières filières simples de traitement

L'effet bénéfique de la filtration de l'eau est mis en évidence dès la fin du 19e siècle, au moment des grandes épidémies. C'est dans le premier quart du 20e siècle que se développent les procédés de filtration lente, de désinfection (javellisation, ozonation, iodation) puis de clarification utilisant la coagulation.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Dans les années 1960-1970, le traitement de l'eau pour la production d'eau potable demeure toujours très simplifié. Les eaux souterraines sont simplement pompées et chlorées et le traitement des eaux superficielles est conçu suivant le schéma classique « pré-chloration fréquente, coagulation, floculation, décantation, filtration sur sable, désinfection par chloration ».

1.1.3 Les évolutions récentes

Ces dernières décennies, le développement de la chimie et de la microbiologie analytiques, ainsi que celui de la toxicologie et de l'épidémiologie ont permis de détecter de nombreuses molécules chimiques et de nouveaux micro-organismes présents dans les eaux naturelles et d'évaluer leurs effets sur la santé.

Il est incontestable que la plupart de ces substances sont nouvelles, car issues de l'augmentation de la population et de la consommation exponentielle de nouvelles molécules de synthèse. Les nombreuses molécules dérivées de l'industrie chimique et les pesticides, ou encore les hormones de synthèse et les résidus pharmaceutiques (plus récemment analysables) en sont des exemples révélateurs. Il est vrai aussi que de nombreux polluants existent depuis longtemps dans les eaux distribuées à des concentrations qui étaient jadis parfois plus élevées qu'aujourd'hui, mais soit de nature et/ou de toxicité non connues, soit non analysables. C'était le cas par exemple des trihalométhanes, des bromates, des monomères de matériaux ou encore des hormones naturelles.

Pour la plupart de ces substances chimiques, le risque est surtout à long terme et les réglementations sont établies dans ce sens avec la notion de concentration maximale admissible (CMA) à respecter. Quand la prévention de la pollution n'est pas suffisante et/ou quand le traitement de l'eau est insuffisamment efficace pour satisfaire ces exigences de CMA, les filières de traitement doivent être adaptées (dès leur conception ou lors de leur réhabilitation). Les premières filières simples, citées ci-dessus, doivent donc intégrer des traitements spécifiques (généralement pour eau souterraine) et des traitements d'affinage (pour eau de surface).

C'est ainsi que de nombreux procédés dits « de finition » ont vu le jour ces dernières décennies. Ceux utilisant des membranes, initiés dans les années 1980, constituent certainement le saut technologique le plus important dans le domaine de la production d'eau potable. Permettra-t-il d'atteindre le concept « d'eau sans chlore », recherché depuis les années 1990 ? C'est encore inimaginable aujourd'hui dans la très grande majorité des cas, compte tenu de la nécessité de distribuer l'eau dans des réseaux qui demeurent toujours très sensibles au développement d'une pollution microbiologique.

Copyright © 2015 Dunod.

1.2 Les besoins en eau potable

La France dispose en moyenne de 170 à 175 milliards de m^3 de ressources en eau renouvelables avec de fortes disparités géographiques et saisonnières (cf. F-A1). Chaque année, la France doit puiser environ 6 milliards de m^3 de ces ressources en eau pour ses besoins en eau potable : un peu moins de 4 milliards en eau souterraine et un peu plus de 2 milliards en eau de surface. En comptabilisant les autres usages, ce sont 34 milliards de m^3 de prélèvements dont la France a besoin, la production d'eau potable ne représentant que 18 % de ce total des prélèvements (tableau 1.1).

Tableau 1.1 Données du SOeS (ex-IFEN) sur les prélèvements et consommations d'eau en France.

Domaines d'utilisation	Prélèvements (%)(1)	Consommations (%)(2)
Production d'énergie électrique	≈ 19,1 km^3 (57 %)	≈ 1,3 km^3 (6,6 %)
Production d'eau potable	≈ 6,0 km^3 (18 %)	≈ 1,4 km^3 (23,9 %)
Irrigation	≈ 4,8 km^3 (14 %)	2,8 km^3 (58,3 %)
Industrie	≈ 3,6 km^3 (11 %)	0,3 km^3 (7,1 %)

(1) Pourcentage par rapport au total des prélèvements.
(2) Pourcentage du prélèvement considéré.

1.2.1 Les quantités d'eau potable à produire par habitant

Aujourd'hui, on peut raisonnablement se baser sur une valeur de consommation moyenne en résidentiel pur et en milieu urbain de 150 litres par habitant et par jour (soit 55 m^3 annuels par habitant). Cette valeur a constamment augmenté jusqu'en 1992-1993 puis a diminué progressivement, notamment par souci de réduction de la facture d'eau au niveau des gros consommateurs, mais aussi par changement de comportement des petits consommateurs conduisant à une diminution des pertes d'eau. En milieu rural, la valeur est plus faible : d'après certains ouvrages, 60 litres par habitant et par jour, en moyenne.

Il faut noter qu'un prélèvement de 6 km^3 dans les ressources pour produire de l'eau potable destinée à 64 millions d'habitants résidant en France conduit à une valeur annuelle de près de 94 m^3 produits par habitant et par année à comparer avec les 55 m^3 annuels de consommation en résidentiel urbain. En fait, la perte d'eau en réseau, relativement constante depuis une quinzaine d'années, est estimée à environ 1 milliard de m^3 par année, soit 15,6 m^3 par habitant et par an. Les consommations par le secteur tertiaire, le secteur public et le secteur industriel (consommant de l'eau potable) expliquent la différence restante.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

C'est donc entre 250 et 260 litres de production d'eau potable par habitant et par jour qu'il faut prévoir en moyenne au niveau national. Ceci n'est pas une règle infaillible et il faut tenir compte des spécificités de chaque secteur couvert par la distribution d'eau potable.

1.2.2 Les qualités des ressources destinées à la production d'eau potable

On peut classer les principales substances (naturelles et d'origine anthropique) présentes dans les eaux naturelles et/ou dans les eaux distribuées par leur origine :

- les impuretés biologiques, comme les bactéries, les virus, les protozoaires parasites et le phytoplancton ;
- les impuretés minérales sans effet appréciable sur la santé ou avec un effet indirect, comme la turbidité, la couleur, la minéralisation, certains métaux de transition, l'ammonium et certains gaz dissous ;
- les impuretés minérales avec effet appréciable sur la santé, comme les métaux lourds, les formes oxydées de l'azote, l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le bore, le fluor et le sélénium ;
- les impuretés organiques mesurées par les paramètres globaux (COT, oxydabilité au $KMnO_4$) ;
- les micropolluants organiques avérés (pesticides, solvants chlorés, hydrocarbures, PCB, détergents) et les micropolluants émergents (perturbateurs endocriniens, résidus pharmaceutiques, cométiques, etc.) ;
- les impuretés de nature radioactive.

De plus, de nouvelles impuretés seront introduites par le traitement et la distribution, comme les coagulants, les sous-produits de désinfection (THM, bromates, chlorites), le plomb et les monomères de floculants et de matériaux au contact de l'eau. La présence de ces impuretés induira différentes problématiques à résoudre lors du traitement de l'eau (tableau 1.2).

1.2.3 Quelques chiffres sur la production d'eau potable en France

On estime le nombre de captages à environ 30 000 (dont de l'ordre de 95 % en eau souterraine), mais 90 % de ces captages ne produisent que 21 % des volumes. Le volume global capté représente 16 à 17 millions de m^3 par jour, en moyenne, dont 34 % en eau superficielle et 66 % en eau souterraine.

Copyright © 2015 Dunod.

Tableau 1.2 Les principaux problèmes rencontrés lors du traitement d'eau, dus directement ou indirectement à la qualité de la ressource.

Eaux souterraines profondes (généralement sans turbidité, sans micro-organismes pathogènes et avec peu de matières organiques dissoutes)			
Les problèmes fréquents, d'origine naturelle	**Les problèmes d'origine anthropique**	**Les problèmes rares, d'origine naturelle**	**Les problèmes liés au traitement et à la distribution**
Turbidité Fer et manganèse Dureté	Nitrates Pesticides Ammonium Microbiologie Matière organique dissoute Additifs carburants	Radioactivité Arsenic Sélénium Fluor Matière organique naturelle	Résiduel de coagulant et floculant Sous-produits de désinfection Plomb Monomères de matériaux

Eaux de surface et eaux de nappes sous influence des eaux de surface		
Les problèmes récurrents d'origine naturelle	**Les problèmes fréquents, d'origine anthropique**	**Les problèmes fréquents liés au traitement et à la distribution**
Turbidité et MES Bactéries Algues et toxines (pour eau de surface) Matière organique naturelle Minéralisation (trop faible) Fer, aluminium, manganèse Ammonium	Métaux lourds Nitrates Virus Protozoaires Matières organiques des rejets urbains, agricoles et industriels Micropolluants organiques dont pesticides	Résiduel de coagulant et floculant Sous-produits de désinfection Plomb Monomères de matériaux

De l'ordre de 80 % des ressources en eaux superficielles pour l'alimentation en eau potable sont des eaux courantes (rivières, canaux) et 20 % des eaux stagnantes (dont 13 % de barrages et réservoirs).

En termes d'ouvrages, l'alimentation en eau potable en France compte environ 3 000 usines et stations, 560 000 km de canalisations et plus de 10 millions de m^3 de capacité de réservoirs, soit à peine une journée de consommation.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

2 La réglementation

La réglementation moderne en France repose sur le décret 89-3 (du 3 janvier 1989) et deux décrets modificatifs 90-330 (du 10 avril 1990) et 91-267 (du 7 mars 1991), issus de la première directive européenne de juillet 1980 (80/778/CEE). Ce sont ces décrets qui ont fixé, au-delà des critères microbiologiques, des concentrations maximales admissibles pour de nombreux paramètres chimiques. Ils ont également prescrit des contenus analytiques associés à des fréquences de prélèvements tenant compte de la nature des eaux et de la population desservie par le réseau.

Au moment de la rédaction de cet ouvrage, la directive européenne en vigueur est celle publiée en décembre 1998 (98/83/CE). Sa transposition en droit français a, tout d'abord, fait l'objet du décret du 20 décembre 2001 (2001-1220) puis de son introduction dans le code de la santé publique à partir de mai 2003, complété par plusieurs décrets et arrêtés (cf. F-A2), dont les plus importants pour le traiteur d'eau sont ceux des 11 janvier 2007 et 21 janvier 2010. Il faut ajouter plusieurs circulaires relatives aux produits et procédés de traitement, au plomb et à l'équilibre calco-carbonique (cf. F-A2).

2.1 Les fondations et les objectifs de la réglementation

Les bases sont généralement établies au niveau mondial par l'OMS (sous forme de recommandations), puis reprises au niveau européen (sous forme de directives) avant d'être traduites et parfois durcies au niveau national (sous forme de décrets et arrêtés). Elles sont mises en application par les préfets et les Agences régionales de santé (ARS) et *in fine* par les PRPDE (Personnes responsables de la production et de la distribution de l'eau) et les maires.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les objectifs sous-jacents sont, bien évidemment une mortalité nulle, une morbidité la plus faible possible et l'établissement de la meilleure connaissance possible de la relation entre l'eau potable et la santé. C'est d'ailleurs parfois sur la base d'études épidémiologiques et toxicologiques, et, plus souvent, d'expérimentations sur animal avec extrapolations à l'homme, que les « normes » sont établies, le tout avec le souci de délivrer une eau agréable à consommer.

Les champs d'application sont « *toutes les eaux qui soit en l'état, soit après traitement, sont destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments ou autres usages domestiques, qu'elles soient fournies par un réseau de distribution, à partir d'un camion-citerne ou d'un bateau-citerne, en bouteilles ou en conteneur, y compris les eaux de source* » (à l'exception des eaux minérales).

2.2 Les principes de la réglementation actuelle

Le code de la santé publique fixe plusieurs types d'obligations :

- des règles techniques de protection et de prévention visant à assurer un bon fonctionnement de l'ensemble du système : du captage (instauration de périmètres de protection) à la distribution (modalités de conception et d'entretien du réseau), en passant par le traitement (produits et procédés de traitement et matériaux) ;
- des procédures administratives dont certains aspects de la consultation de l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), les autorisations préfectorales (exploitation des captages et des usines de production) et les modalités de gestion des situations de non-respect des exigences de qualité (organisation et dérogations) ;
- des exigences de qualité décrites dans l'arrêté du 11 janvier 2007 (cf. § 2.3) ;
- des modalités de suivi de la qualité des eaux afin de vérifier le respect des exigences de qualité de l'eau au robinet mais également le respect des limites de qualité fixées pour les ressources en eau (programme de prélèvements, contenu des analyses, autocontrôle) ;
- des dispositions en matière d'information entre les autorités sanitaires et les responsables et envers les consommateurs.

2.3 Les exigences de qualité

La réglementation définit une eau destinée à la consommation humaine comme devant « *ne pas contenir un nombre ou une concentration de micro-organismes, de parasites ou de toutes autres substances constituant un danger potentiel pour*

Copyright © 2015 Dunod.

la santé des personnes et être conforme à un certain nombre de limites et de références de qualité définies par le décret ».

La liste des exigences de qualité (décrite dans l'arrêté du 11 janvier 2007) est présentée ici. Elle inclut les limites de qualité, paramètres susceptibles d'avoir des effets immédiats ou à plus long terme sur la santé des consommateurs, et les références de qualité, substances sans incidence directe sur la santé aux concentrations habituellement rencontrées dans les eaux mais qui peuvent indiquer une dérive de la qualité de l'eau et/ou un dysfonctionnement des installations. Toutefois cette liste de paramètres à analyser et de valeurs paramétriques à respecter est insuffisamment complète pour assurer à elle seule une garantie totale d'absence de risques chimiques et d'absence de micro-organismes pathogènes.

Tableau 2.1 Exigences de qualité aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine. Annexes I-1 et I-2 de l'arrêté du 11 janvier 2007.

Paramètres	Valeurs paramétriques	Paramètres	Valeurs paramétriques
Limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine			
Paramètres microbiologiques			
Escherichia coli (*E. Coli*)	0 (absence dans 100 mL)	Entérocoques	0 (absence dans 100 mL)
Paramètres chimiques			
Acrylamide	0,1 µg/L (1)	Fluorures (F)	1,5 mg/L
Antimoine (Sb)	5 µg/L	HAP (2)	0,1 µg/L
Arsenic (As)	10 µg/L	Mercure total (Hg)	1 µg/L
Baryum (Ba)	700 µg/L	Total microcystines	1 µg/L
Benzène	1 g/L	Nickel (Ni)	20 µg/L
Benzo(a)pyrène	0,01 µg/L	Nitrates (NO_3^-)	50 mg/L (3)
Bore (B)	1 000 µg/L	Nitrites (NO_2^-)	0,5 mg/L (4)
Bromates (BrO_3^-)	10 µg/L	Pesticides (par substance)	0,1 µg/L (5)
Cadmium (Cd)	5 µg/L	Pesticides (total)	0,5 µg/L
Chrome (Cr)	50 µg/L	Plomb (Pb)	10 µg/L
Chlorure de vinyle	0,5 µg/L (1)	Sélénium (Se)	10 µg/L
Cuivre (Cu)	2 000 µg/L	Chloroéthylènes (6)	10 µg/L

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Paramètres	Valeurs paramétriques	Paramètres	Valeurs paramétriques
Limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine			
Cyanures totaux (CN)	50 µg/L	Trihalométhanes [7] (THM)	100 µg/L
1,2-dichloroéthane	3 µg/L	Turbidité [8]	1 NFU
Épichlorhydrine	0,1 µg/L [1]		
Références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine			
Paramètres microbiologiques			
Bactéries coliformes	0/100 mL	Numération germes aérobies [10]	
Bactéries sulfito-réductrices [9]	0/100 mL		
Paramètres chimiques et organoleptiques			
Aluminium total (Al)	0,2 mg/L	Équilibre calco-carbonique	$-0,2 \leq pH_{équ} - pH_{mes} \leq +0,2$ [16]
Ammonium (NH_4^+)	0,1 mg/L [11]	Fer total (Fe)	0,2 mg/L
Chlore libre et total [12]		Manganèse (Mn)	0,05 mg/L
Cuivre (Cu)	1 mg/L	Oxydabilité au $KMnO_4$ [17]	5 mg/L O_2
Chlorites (ClO_2^-)	0,2 mg/L	Odeur et saveur [18]	
Chlorures (Cl^-)	250 mg/L [13]	Sodium (Na)	200 mg/L
Couleur [14]		Sulfates (SO_4^{2-})	250 mg/L [13]
Concentration H^+ ou pH [13]	≥ 6,5 et ≤ 9	Température	25 °C [19]
Conductivité	180 à 1 000 µS/cm à 20 °C [13] 200 à 1 100 µS/cm à 25 °C [13]	Turbidité	0,5 [8] et 2 NFU [20]
Carbone organique total (C)	2 mg/L [15]		
Indicateurs de radioactivité			
Activité alpha globale	0,1 Bq/L [21]	Dose totale indicative (DTI)	0,1 mSV/an
Activité bêta globale	1 Bq/L [21]	Tritium	100 Bq/L

Copyright © 2015 Dunod.

2.4 Le contrôle des résultats

Le contrôle des résultats est précisément décrit. Tout d'abord les PRPDE doivent organiser et exercer un contrôle interne et complet afin de s'assurer du bon fonctionnement des installations de production et de distribution. Les éléments à prendre en compte dans la définition d'un programme de contrôle sont :

- l'évolution de la qualité de l'eau brute ;
- l'évolution de la qualité de l'eau traitée sortie usine et distribuée dans le réseau public, par suivi en continu de certains paramètres (comme le chlore résiduel, la turbidité) et par mise en œuvre d'un suivi complémentaire (par exemple sur la bactériologie, l'évolution des matières organiques et des sous-produits de désinfection) ;
- l'examen des installations, au niveau de l'usine et des réseaux d'eau (conception, stagnation de l'eau en conduite et en réservoir) ;
- la mise en œuvre de mesures correctives ;
- la réalisation d'enquêtes et d'études ;
- l'information.

Ce contrôle interne est doublé d'un contrôle réglementaire effectué par un laboratoire officiel dans les conditions fixées par la législation. C'est le contrôle sanitaire qui fait l'objet de programmes d'analyse (contenu et fréquence) définis par l'arrêté du 11 janvier 2007 en fonction soit du débit, pour la ressource, soit de la distribution et de la population desservie, pour la production et la distribution (cf. F-A2).

Notes du tableau 2.1

(1) Concentration du monomère. **(2)** Hydrocarbures aromatiques polycycliques. **(3)** De plus, [(NO_3^-/50) + (NO_2^-/3)] doit être < 1 mg/L. **(4)** 0,1 mg/L en sortie de traitement. **(5)** 0,03 µg/L pour aldrine, dieldrine, heptachlore et heptachlore époxyde. **(6)** Tétrachloroéthylène + trichloroéthylène. **(7)** Chloroforme + bromodichlorométhane + dibromochlorométhane + bromoforme. **(8)** Au point de mise en distribution, avant traitement de neutralisation ou reminéralisation, pour les eaux superficielles et pour les eaux souterraines provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique supérieure à 2 NFU. **(9)** Y compris spores et pour les eaux superficielles. **(10)** Germes aérobies revivifiables à 22 °C et à 37 °C : 10 fois au maximum la valeur habituelle. **(11)** Pour l'ammonium naturel des eaux souterraines : 0,5 mg/L. **(12)** Absence d'odeur ou de saveurs désagréables et pas de changement anormal. **(13)** Les eaux ne doivent pas être corrosives. **(14)** Aucun changement anormal, notamment une couleur ≤ 15 mg/L Pt. **(15)** Et aucun changement anormal. **(16)** Circulaire NDGS/SD7A n° 2007-39 du 23 janvier 2007. **(17)** En milieu acide après 10 minutes. **(18)** Acceptables pour les consommateurs et aucun changement anormal, notamment pas d'odeur détectée à 25 °C pour un taux de dilution de 3. **(19)** Sauf pour les eaux chaudes sanitaires et les eaux distribuées dans les départements d'outre-mer. **(20)** Aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine. **(21)** Procéder à l'analyse des radionucléides spécifiques.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

2.5 Informer les consommateurs

L'information des consommateurs est obligatoire. Elle prend plusieurs formes comme la possibilité d'obtenir les résultats d'analyse en ligne, des présentations de synthèses annuelles, des fiches d'information *via* la facture d'eau, des affichages dans les mairies.

2.6 La gestion de crise

La gestion d'une crise comporte plusieurs phases principales qui s'enchaînent :

- l'alerte après constat du problème, par émission d'information, immédiatement suivie de l'assurance de la réception de cette information ;
- après confirmation de l'alerte et si possible du lien eau/santé, la prise de décisions (en cellule de crise) sur la recherche de solutions avec l'obligation d'informer la population, sur la recherche de causes de contamination et sur la mise en place d'une l'alimentation en secours ;
- le suivi des décisions avec information continue de la population, accompagné de la poursuite de la recherche des causes ainsi que de la poursuite de l'alimentation en secours ;
- le retour à la normale avec un contrôle de ce retour (avec information de la population) et la suspension de l'alimentation en secours ;
- l'évaluation incluant un bilan de l'opération, les informations des acteurs et le partage de l'expérience.

Copyright © 2015 Dunod.

3 Comment définir une filière ?

L'établissement d'une filière (ou chaîne) de traitement pour la production d'eau potable consiste à assembler un certain nombre de procédés (ou opérations unitaires) de traitement des eaux, dans un ordre déterminé, destinés à produire une eau agréable, désinfectée et conforme aux exigences réglementaires, tout en minimisant la formation de sous-produits de traitement.

3.1 Les principaux critères de choix

Le choix des procédés et de leur disposition dans la filière est évidemment guidé en priorité par le débit souhaité et par la nature de l'eau, après avoir effectué les analyses nécessaires sur la qualité de la ressource. Dans le cas d'une eau superficielle, sujette à des variations saisonnières, plusieurs campagnes analytiques seront réalisées. L'eau souterraine sera préférée à l'eau superficielle car de bien meilleure qualité microbiologique et contenant généralement moins de matières organiques et d'impuretés chimiques indésirables ou toxiques.

D'autres critères peuvent ensuite entrer en ligne de compte, comme le coût des procédés, leur encombrement, leur autonomie, leur contribution au développement durable (bilan carbone) et parfois leur image médiatique.

Enfin, la filière doit être choisie de façon à être évolutive, compte tenu de la dégradation possible de la qualité de la ressource, de l'augmentation de la demande en eau potable (accroissement de la population raccordée) et de l'évolution probablement de plus en plus sévère de la réglementation.

3.2 Les difficultés techniques rencontrées

Les ressources en eaux superficielles sont très rarement d'excellente qualité et les eaux souterraines sont de plus en plus souvent contaminées par les polluants

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

d'origine anthropique. Par suite, les valeurs paramétriques réglementaires des eaux destinées à la consommation sont de plus en plus difficiles à respecter alors que les moyens analytiques permettant de les contrôler sont de plus en plus perfectionnés. En outre, ces paramètres doivent être désormais respectés au robinet du consommateur et non plus à la sortie de la station de traitement. L'eau refoulée doit donc être stable (biologiquement et chimiquement) et inerte vis-à-vis des matériaux du réseau.

Les procédés disponibles sont de plus en plus variés et leur fonction n'est pas unique. Ils peuvent en effet satisfaire totalement ou partiellement plusieurs objectifs de qualité (cf. F-A3) sans toutefois que les conditions optimales de fonctionnement soient toujours compatibles avec chacun de ces différents objectifs.

Enfin, le réseau de distribution représente un domaine où existent encore de grandes inconnues relatives aux phénomènes physiques et biologiques. La maîtrise technique de la qualité de l'eau lors de sa distribution constitue toujours une difficulté supplémentaire.

3.3 Les exigences du consommateur

Une autre difficulté à surmonter est l'exigence de plus en plus grande du consommateur sur le goût de l'eau, mais aussi sa méfiance envers la qualité de l'eau du robinet comparativement aux eaux embouteillées qu'il consomme sans crainte. Cette méfiance est d'ailleurs entretenue par les médias, de plus en plus « prolifiques » sur le sujet avec des sources souvent erronées.

Le traiteur d'eau doit donc produire une eau sans saveur et spécialement sans goût de chlore. Cependant, le respect de la santé publique et de la réglementation impose que l'eau soit désinfectée avant et pendant sa distribution. La minimisation du goût de chlore ne peut alors être obtenue que par application de faibles doses de ce réactif ou de ses dérivés, donc sur des eaux d'excellente qualité, ce qui impose un traitement efficace avant la désinfection finale.

Dans les années à venir, il est très probable que les consommateurs exigent, outre la connaissance des résultats des contrôles analytiques, des explications supplémentaires sur la représentativité de résultats ponctuels, sur le choix des mesures correctives et préventives et sur une prédiction raisonnée de l'évolution des phénomènes.

Copyright © 2015 Dunod.

3.4 Quelles étapes de traitement peut inclure une filière ?

Une filière de traitement des eaux destinées à la consommation humaine doit inclure en priorité une excellente désinfection précédée, au plus, de trois groupes d'étapes de traitement (prétraitements physiques et chimiques, clarification, traitements d'affinage), selon la qualité de l'eau à traiter.

3.4.1 Première étape : prétraitements physiques et chimiques

L'étape de prétraitements physiques est systématique en traitement des eaux superficielles, à la prise d'eau et/ou sur l'usine (dégrillage au minimum, dessablage, débourbage, déshuilage, microtamisage). Elle peut être suivie, sur l'usine, d'une pré-oxydation (généralement par ozonation), voire d'une (pré-) reminéralisation partielle pour les eaux très douces.

En eau souterraine, le prétraitement, quand il existe, est dépendant des caractéristiques particulières de l'eau. Ce peut être par exemple une oxydation (élimination du fer, du manganèse, de l'azote ammoniacal) ou une simple aération (pour les mêmes applications et pour le dégazage).

3.4.2 Deuxième étape : clarification

Dans le cas d'eaux de surface, il s'agit généralement d'une clarification complète avec coagulation, floculation, décantation (ou flottation) et filtration. Pour les eaux très turbides (MES > 5 g/L), une pré-décantation (ou débourbage) doit être pratiquée avec coagulation alors que, pour les eaux peu turbides (nappe alluviale ou eau souterraine d'origine karstique), une simple (ou double) filtration avec coagulation sur filtre ou encore une filtration sur membrane d'ultrafiltration peuvent suffire.

3.4.3 Troisième étape éventuelle : finition

L'étape de finition (ou d'affinage) a longtemps consisté en une filtration sur charbon actif en grains (CAG) souvent précédée d'une ozonation. Bien qu'également utilisée en eau souterraine, notamment lors d'une dénitrification ou de l'élimination de pesticides, cette étape est plutôt réservée au traitement d'eaux de surface.

Les filières traditionnelles se sont progressivement modifiées ces dernières années, principalement au niveau de l'étape d'affinage du traitement des eaux superficielles, par le remplacement du filtre CAG, voire de l'ozonation, par de

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

nouvelles technologies couplant l'injection de charbon actif en poudre (CAP) et un procédé de séparation liquide/solide (ultrafiltration ou décanteur à contact de boues et/ou lamellaire) ou encore par la nanofiltration.

3.5 Comment définir la meilleure filière ?

Il n'y a pas de règles infaillibles tant les caractéristiques des eaux brutes sont variées d'une eau à l'autre et variables dans le temps, à court et à moyen terme. On peut s'inspirer de la synthèse publiée, il y a quelques années, par un groupe de travail de l'ASTEE (ex-AGHTM), mettant en relation les paramètres de qualité de la réglementation et les procédés de traitement (cf. F-A3). Toutefois cette synthèse, bien qu'elle présente un intérêt certain, ne permet pas de définir les filières. En effet :

- certaines substances sont difficilement éliminables par un seul procédé ;
- un objectif de qualité ne peut être très souvent atteint que par la complémentarité de plusieurs procédés de traitement ;
- certains composés sont formés pendant la désinfection et seule une minimisation de leur formation lors du traitement peut être envisagée ;
- d'autres substances peuvent être apportées par le réseau de distribution (plomb, acrylamide, chlorure de vinyle, épichlorhydrine) et ne dépendent donc pas (ou peu) du choix de la filière mais plutôt des réactifs et des matériaux utilisés.

La meilleure approche pour définir la filière la mieux adaptée consiste à classer les filières en fonction de la qualité de la ressource en eau, le problème majeur résidant dans le fait qu'il existe de très nombreuses qualités d'eau brute.

3.6 La réhabilitation de filière

La réhabilitation de filière est une opération très fréquente aujourd'hui. Les causes de cette réhabilitation sont généralement des dysfonctionnements des procédés de traitement, une augmentation du débit et/ou une détérioration de la qualité de l'eau brute.

Les opérations à mener consistent généralement en :

- un changement de réactif, pour limiter la formation de sous-produits de désinfection (oxydant) ou pour mieux éliminer les matières organiques (coagulant) ;
- une reminéralisation, pour limiter les phénomènes de corrosion en réseau ;
- une augmentation des performances de la décantation, par introduction de lamelles ou remplacement du décanteur existant par un ouvrage plus performant (décanteur à grande vitesse, flottateur, etc.) ;

Copyright © 2015 Dunod.

- une réhabilitation des filtres en profondeur, par apport de compléments au milieu filtrant ou par changement complet du milieu ;
- un ajout d'une étape d'affinage, généralement par traitement avancé avec charbon actif en poudre ;
- un ajout d'une étape supplémentaire de désinfection, pour lutter contre les protozoaires parasites résistants ;
- une optimisation des étapes de désinfection chimique en usine et en réseau, en vue de limiter la formation de sous-produits de désinfection.

3.7 Lutter contre les « non-conformités »

En cas de non-conformité sur un paramètre, plusieurs solutions sont toujours applicables. Certaines peuvent être très simples et peu coûteuses alors que d'autres peuvent conduire à une réhabilitation significative de la filière de traitement. La partie E de cet ouvrage donne quelques solutions à suivre.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

4 Les filières de traitement

Les conseils qui suivent sur le choix de la meilleure filière de traitement doivent être considérés comme un guide et non comme une règle infaillible, chaque eau constituant souvent un cas unique. Par ailleurs, aucun procédé n'est décrit dans cette partie ; le lecteur pourra se reporter aux parties B (clarification), C (désinfection), D (traitements d'affinage) et E (pour certains traitements spécifiques).

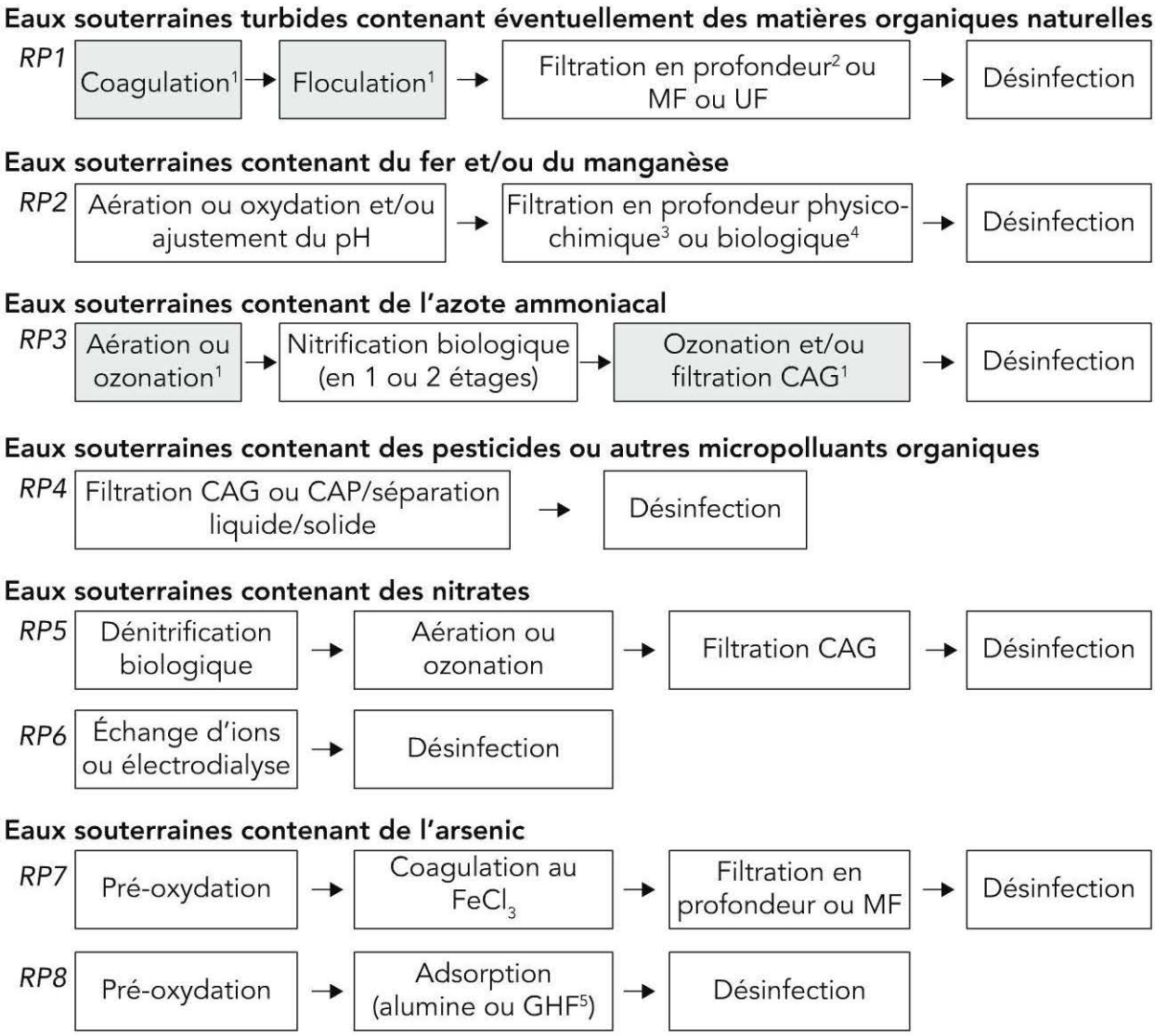
4.1 Les filières pour eaux souterraines profondes

Les principales filières pour eaux souterraines profondes sont présentées en figure 4.1.

La qualité des eaux souterraines peut être excellente, détériorée naturellement (turbidité épisodique et micro-organismes, fer et manganèse, ammonium, arsenic, sélénium, fluor, dureté…), ou encore détériorée par des activités d'origine anthropique (nitrates, pesticides, solvants chlorés, additifs pétroliers ou autres micropolluants).

Dans tous les cas, une désinfection chimique est pratiquée, le plus souvent par l'eau de Javel, parfois par le chlore gazeux, voire plus rarement par le dioxyde de chlore, soit en fin de filière, soit comme seule étape de traitement pour les eaux d'excellence qualité.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.



(1) Étape éventuelle

(2) Filtration rapide (le plus souvent) ou filtration lente.

(3) Filtration physico-chimique pouvant être précédée d'une décantation (ou flottation).

(4) 2 étages de filtration (pour le fer, puis pour le manganèse) si présence simultanée de fer et de manganèse.

(5) GHF : Granulés d'hydroxyde de fer.

Figure 4.1 Schéma des principales filières pour eaux souterraines profondes.

4.1.1 Eaux souterraines contenant des impuretés naturelles

Eau souterraine épisodiquement turbide (filière RP1)

Une eau souterraine épisodiquement turbide est traitée traditionnellement par filtration en profondeur (lente ou rapide), parfois précédée d'une coagulation (ou collage) sur filtre, appelée encore « filtration de contact ». La coagulation permet également d'éliminer les matières organiques naturelles (MON). Aujourd'hui, la filtration en profondeur est remplacée par un procédé à membranes micro-

Copyright © 2015 Dunod.

poreuses (MF ou UF) qui peut être précédé d'une coagulation simple ou d'une opération double de coagulation et floculation.

Eau souterraine contenant du fer et/ou du manganèse (filière RP2)

Une eau souterraine contenant du fer et/ou du manganèse est oxydée puis filtrée en profondeur, par voie physico-chimique (pouvant inclure une décantation avant la filtration) ou par voie biologique (cf. § 27.28 et § 27.31). Si l'eau brute est dépourvue d'oxygène dissous, la première oxydation doit être de préférence une aération (à l'air libre ou sous pression), éventuellement complétée par une oxydation chimique (souvent par $KMnO_4$). Lorsqu'une eau contient simultanément du fer et du manganèse, il faut observer des conditions (E_H, pH, rH) différentes pour l'élimination de ces deux éléments par voie biologique, d'où la nécessité de passer par deux étages successifs de filtration (fer puis manganèse).

Eau souterraine bicarbonatée calcique

Une eau souterraine fortement bicarbonatée calcique (TH calcique et TAC élevés) peut être adoucie à l'échelle collective (ou décarbonatée) à la chaux ou à la soude dans un décanteur à circulation de boues ou dans un réacteur « catalytique » ensemencé par du sable fin. Une filtration successive sur sable ou autres matériaux (en filtre monocouche ou bicouche), voire sur membrane, est indispensable.

L'adoucissement sur échangeurs d'ions peut être également pratiqué à l'échelle collective ou, plus fréquemment, en individuel (adoucissement ménager).

Eau souterraine contenant de l'arsenic (filière RP7)

Une eau souterraine contenant de l'arsenic peut être traitée par coagulation sur filtre au chlorure ferrique précédée d'une pré-oxydation (généralement par l'ozone) pour assurer l'oxydation de l'arsénite (As^{III}) en arséniate (As^{V}). Le filtre en profondeur peut être remplacé par une microfiltration mais, dans ce cas, la coagulation est renforcée par ajout de polyélectrolyte. Un autre traitement peut être pratiqué par adsorption. Bien que l'alumine activée ait été longtemps utilisée pour éliminer l'arsenic (As^{V}), cet adsorbant est aujourd'hui de plus en plus remplacé par un oxo-hydroxyde de fer ferrique (ou GHF) qui n'impose pas toujours de pré-oxydation. Les procédés et leurs performances sont développés dans cet ouvrage (cf. § 27.6)

Eau souterraine contenant du fluor

L'élimination des fluorures en traitement des eaux potables n'est pas simple (cf. § 27.29) dans la mesure où la précipitation et/ou la fixation sur adsorbant nécessite des quantités importantes de réactifs. Le traitement à la chaux nécessite de

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

mettre en œuvre un mélangeur suivi d'un décanteur et/ou d'un filtre. L'utilisation d'un mélange bien choisi de chaux et d'acide phosphorique (conduisant à la formation de phosphate tricalcique) est une solution. Une autre solution est la clarification complète avec coagulation au sulfate d'alumine (mais à très forts taux de traitement). Enfin, la filtration sur alumine activée de faible granulométrie, régénérée par de la soude et de l'acide sulfurique, peut aussi conduire à une bonne élimination.

Eau souterraine contenant du sélénium

Le sélénium ne fait jamais (ou fait très rarement) l'objet de traitement ; le distributeur d'eau cherche plutôt le mélange avec des eaux dépourvues de sélénium. L'échange d'ions sur résines anioniques (du même type que celles utilisées en dénitratation), régénérées par le chlorure de sodium, est un procédé efficace mais coûteux (cf. § 27.47).

4.1.2 Eaux souterraines contenant des polluants

Eau souterraine contenant de l'azote ammoniacal (filière RP3)

Une eau souterraine contenant des concentrations en ion ammonium peut être traitée par nitrification biologique, notamment quand les teneurs sont trop élevées pour être oxydées par chloration. Dans ce cas, la teneur en oxygène dissous devra être *a minima* de 4 à 5 mg/L par mg de N-NH_4^+, sinon une étape d'aération (voire d'ozonation) sera installée en amont du filtre biologique. Un apport en phosphore peut être nécessaire. La filtration biologique est suivie d'une filtration sur sable ou bicouche et éventuellement une étape de finition par ozonation et filtration CAG. À une température inférieure à 10 °C, la nitrification est fortement ralentie. Les procédés et leurs performances sont développés dans cet ouvrage (cf. § 27.4).

Eau souterraine contenant des pesticides (filière RP4)

Une eau souterraine contenant des pesticides est généralement filtrée sur lit de charbon actif en grains avec une activité biologique qui peut être positivement utilisée pour d'autres impuretés (NH_4^+, MON). Des procédés avancés utilisant le couplage « CAP/système de séparation » sont de plus en plus utilisés. Ces différents procédés et leurs performances sont développés dans cet ouvrage (cf. chapitre 23 et § 27.42).

Eau souterraine contenant des nitrates (filière RP5)

Une eau souterraine contenant des nitrates (moins de 100 mg/L) peut être dénitrifiée par voie biologique, en milieu anaérobie, à condition que la température de l'eau soit supérieure à 7 °C et avec un apport de source carbonée (éthanol à 0,7 mg/mg de nitrates), dont l'excès est ensuite éliminé sur un filtre CAG biologique. Une étape d'inter-ozonation (préalable à la filtration CAG) permet d'oxygéner l'eau et assure une excellente désinfection. Ce type d'eau peut être

Copyright © 2015 Dunod.

également dénitraté par échange d'ions (avec régénération au NaCl) ou encore par électrodialyse. Les procédés et leurs performances sont décrits dans cet ouvrage (cf. § 27.37).

Eau souterraine contenant des nitrates et des pesticides

L'association d'un traitement sur membranes à un traitement biologique (bioréacteur à membrane, ou BRM) est parfois utilisée dans le cas de ce type d'eau. Ce procédé assure le traitement de l'eau en trois étapes successives :

- dénitrification en culture libre dans le réacteur agité ;
- adsorption des pesticides (et autres matières organiques qui accompagnent presque toujours les nitrates) sur CAP ajouté dans le bioréacteur ;
- clarification/désinfection/rétention de la biomasse et du CAP par les membranes UF.

4.2 Les filières pour eaux de surface

Les eaux douces superficielles comprennent les eaux de cours d'eau et de lacs naturels ou de retenue, auxquelles on peut ajouter (pour le traitement) les eaux de nappe alluviale sous influence des eaux de surface. La qualité de ces eaux est très rarement (voire jamais) excellente, les problèmes rencontrés ont été listés précédemment (cf. § 1.2). Une classification possible de ces eaux superficielles pourrait consister à utiliser l'annexe 13.1 (III) du décret 2003-461 de la réglementation qui définit trois classes d'eau (A1, A2 et A3) correspondant à trois types de traitements :

- A1 : traitement physique simple et désinfection ;
- A2 : traitements physique et chimique classiques et désinfection ;
- A3 : traitements physique et chimique poussés, traitement d'affinage et désinfection.

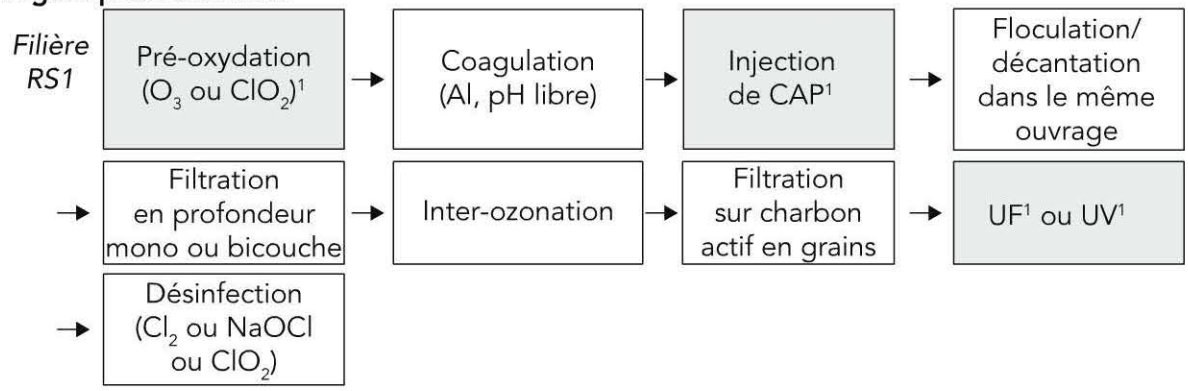
En fait, la classe A1 correspond aux eaux d'excellente qualité ne nécessitant qu'une désinfection, précédée éventuellement d'une filtration lente, ou rapide après coagulation, ou encore sur membranes (UF ou MF). Ce cas est rarement rencontré. Il peut être appliqué pour des eaux dont la turbidité et la couleur sont faibles (≤ 10 NFU et ≤ 20 ppm Pt-Co).

Pour l'ensemble des eaux pouvant être identifiées en A2 et A3, il est préférable de distinguer ces eaux en fonction de deux principales caractéristiques, leur minéralisation et leur teneur en matière organique naturelle, qui, d'après les données RNB, semblent souvent opposées.

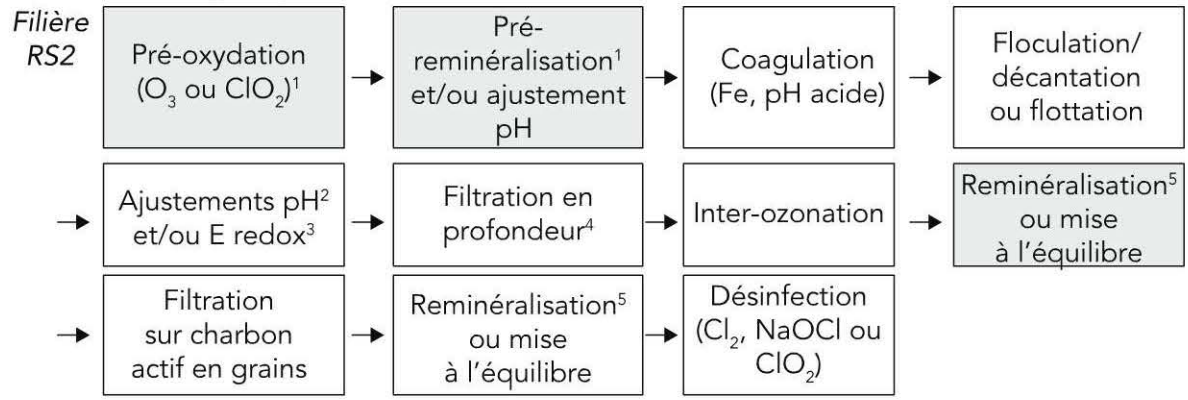
Les principales filières pour eaux superficielles sont présentées en figure 4.2.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

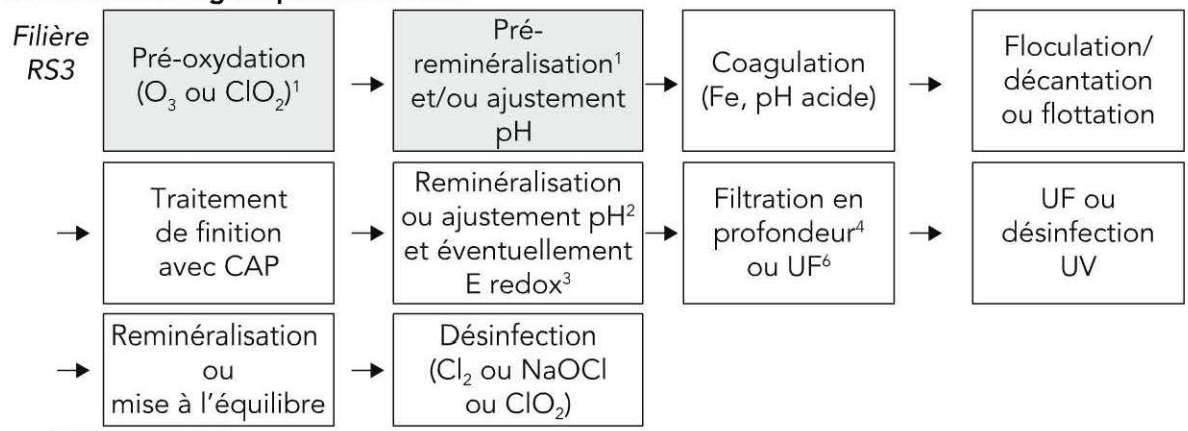
Filière classique pour eaux minéralisées de cours d'eau contenant peu de matières organiques naturelles



Filière classique pour eaux de cours d'eau ou de retenue peu minéralisées contenant des matières organiques naturelles



Filière avancée pour eaux de cours d'eau ou de retenue peu minéralisées contenant des matières organiques naturelles



(1) Étape éventuelle

(2) L'ajustement de pH est indispensable (l'eau est acide à ce niveau).

(3) L'ajustement de potentiel E est nécessaire pour éliminer le manganèse (par ajout de ClO_2 ou $KMnO_4$ ou O_3).

(4) Pour l'élimination du manganèse, un sable enrobé sera préféré au matériau classique.

(5) La reminéralisation est plus souvent située en fin de filière, mais peut être placée avant la filtration CAG, voire avant la filtration en profondeur (démanganisation et/ou nitrification) mais avec le risque de former des bromates par ozonation dans ce dernier cas.

(6) Attention aux colmatages trop fréquents des membranes si l'UF est placée directement après l'ajustement de pH et de potentiel.

Figure 4.2 Schéma des principales filières de traitement des eaux superficielles.

Copyright © 2015 Dunod.

4.2.1 Deux grandes classes d'eaux superficielles, correspondant à deux filières types

Eaux de cours d'eau « minéralisées »

Ces eaux de cours d'eau, beaucoup plus turbides que les eaux de retenues, présentent une minéralisation variable, faible à l'amont (près de la source) et plus élevée à l'aval compte tenu des communications nappe/rivière. Cette minéralisation, bien que moyenne (comparativement à de nombreuses eaux souterraines), leur confère un caractère équilibré suffisant au plan calco-carbonique et un pouvoir tampon grâce à leur alcalinité (ou TAC). Il y a alors rarement besoin de reminéraliser et/ou d'ajuster le pH lors de la coagulation. De plus, ces eaux contiennent généralement peu de matières organiques naturelles mais, comme tous les cours d'eau, subissent la pression anthropique des rejets de stations d'épuration et des pollutions industrielles, agricoles et accidentelles. Le développement d'algues, bien que possible, est peu fréquent.

Par la suite, ce type d'eaux sera qualifié « d'eau dure de cours d'eau » (TH > environ 15 °f), même si elles ne sont pas toujours réellement dures par rapport aux eaux souterraines, mais pour les distinguer des eaux de surface douces (TH < 15 °f), voire très douces (TH < 5 °f).

Eaux douces de cours d'eau et de retenue

Dans certaines régions, les eaux de cours d'eau peuvent présenter une faible (ou très faible) minéralisation, très souvent couplée à une teneur significativement élevée en matières organiques naturelles. Ces deux propriétés nécessitent la mise en œuvre de conditions particulières de coagulation, de réajustement de pH et, très souvent, de reminéralisation.

Les eaux de retenues peuvent être dans le même groupe, bien que moins turbides. Elles sont toujours très douces et riches en matières organiques naturelles. Les phénomènes d'eutrophisation fréquents pour ces eaux conduisent à des développements d'algues et à des teneurs élevées en fer et en manganèse qui seront des problèmes supplémentaires à prendre en compte dans la définition de la filière.

4.2.2 Filières pour eaux « dures » de cours d'eau

Les opérations de prétraitement grossier ne sont pas mentionnées dans les filières proposées ci-dessous, bien que toujours nécessaires.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Filière ancienne, de base

La filière de base traditionnelle, couramment utilisée dans les années 1960-1970, et parfois encore en exploitation aujourd'hui, comprend simplement une clarification complète suivie d'une désinfection :

- la pré-chloration, longtemps utilisée dans ce cas, est aujourd'hui interdite à cause de la détérioration des qualités organoleptiques de l'eau et, surtout, de la formation potentielle de composés organochlorés, dont les THM sont les traceurs ;
- la coagulation est souvent réalisée à pH libre, avec du sulfate d'aluminium (SA) ou avec un polychlorure d'aluminium (PCA), ce dernier étant souvent préféré au SA, car :
  - la solubilité de l'aluminium du PCA à pH légèrement basique (7,5 à 8 dans ce cas) est plus faible que celle du SA,
  - la chute de pH (pour les eaux les moins « dures ») après introduction de PCA est plus faible que dans le cas du SA,
  - la vitesse de coagulation/floculation est plus rapide avec le PCA qu'avec le SA, surtout en eau froide ;
- la décantation est souvent pratiquée en décanteur à contact de boues ;
- la désinfection est généralement effectuée avec du chlore gazeux ou avec de l'hypochlorite de sodium (selon l'importance de l'installation).

Dans ce type de filière, on prévoit souvent la possibilité d'injecter du charbon actif en poudre (CAP), en cas de pollution accidentelle de la ressource. Cette injection est pratiquée, après la coagulation, par exemple au niveau de la floculation ou dans les boues du décanteur à contact.

Filière classique (RS1)

À cause de la détérioration de la ressource en eau brute, la filière ancienne de base a connu de très nombreuses évolutions ces dernières dizaines d'années.

Ont été ajoutés à la filière de base (figure 4.3) :

- parfois une pré-oxydation par l'ozone ou le dioxyde de chlore, dont les objectifs principaux sont de participer à l'élimination des goûts et odeurs, des algues, voire d'améliorer la coagulation ;
- une clarification plus performante intégrant dans le même ouvrage une coagulation avec un sel d'aluminium (parfois du chlorure ferrique), une floculation avec polymère ou, plus récemment, un ouvrage de décantation « à grande vitesse », ainsi qu'une possibilité d'injection de CAP ;
- un traitement de finition composé généralement de deux procédés couplés :
  - une ozonation pour assurer la désinfection (vis-à-vis des virus), pour transformer une partie du COD restant en carbone organique

Copyright © 2015 Dunod.

biodégradable et pour diminuer le potentiel de formation de THM par abattement de l'absorbance UV,

- ▷ une étape de filtration sur CAG, « rempart » contre les pollutions organiques (pesticides) et les précipitations éventuellement provoquées par l'ozonation (traces de manganèse par exemple) et servant, de plus, à éliminer par voie biologique le CODB formé par ozonation et l'azote ammoniacal non éliminé par les filtres à sable ;

- ► un cloisonnage dans le réservoir de désinfection afin de mieux tendre vers un réacteur piston.

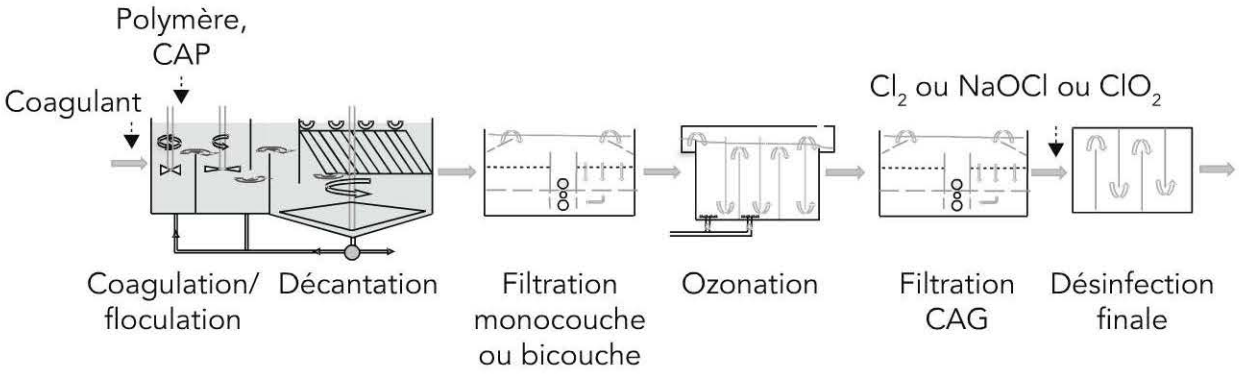


Figure 4.3 Filière classique (RS1) pour eaux de cours d'eau minéralisées et peu chargées en matières organiques (la pré-oxydation peut être prévue).

Remarques

• Il est déconseillé d'appliquer l'ozonation en fin de filière (post-ozonation) sans filtre biologique en aval qui représente un support bactérien idéal, entraînant un abattement partiel mais permanent de la matière organique (10 à 30 %) et contribuant à la nitrification en complément du premier étage de filtration.

• L'injection de CAP est souvent indispensable pour lutter contre une contamination chimique (même temporaire) et pour écrêter les arrivées « massives » de polluants sur le CAG.

• La nitrification se fait généralement d'une manière naturelle sur les filtres à sable et/ou CAG. La désinfection au chlore doit toutefois servir de complément en période froide.

Variantes de la filière classique

Certaines variantes de cette filière sont aujourd'hui encore parfois utilisées pour les plus anciennes, ou de plus en plus pratiquées pour les plus avancées :

- ► utilisation ancienne de la filtration lente sur sable à la place de la filtration rapide ;
- ► remplacement récent de l'étape de filtration sur CAG par un système couplant l'addition de CAP et un procédé de séparation liquide-solide ;

Copyright © 2015 Dunod.

- remplacement ou complément récents des filtres à sable (ou bicouche) par un traitement membranaire par microfiltration ou ultrafiltration, notamment si l'on craint la présence de kystes de protozoaires parasites (*Giardia*, *Cryptosporidium*) dans l'eau brute ;
- remplacement du traitement de finition O_3/CAG par une étape de nanofiltration (NF) avec acidification et injection de complexant en amont de la NF, ainsi qu'une reminéralisation en aval.

4.2.3 Filières pour eaux douces de cours d'eau et de retenue

Ce sont les eaux les plus difficiles à traiter, car caractérisées par une faible minéralisation (parfois très faible pour les eaux de retenue) et par une teneur élevée en matières organiques naturelles (parfois très élevée pour les eaux de retenue). De par ces caractéristiques, la filière de base doit être définie autour d'une coagulation par le fer ferrique à pH légèrement acide. C'est en effet dans ces conditions, avec *a minima* 2 mg de fer par mg de COD (soit 14 à 15 mg de $FeCl_3$ technique par mg de COD) et à pH 5,5, que la matière organique est la mieux éliminée.

Ces eaux contiennent souvent du manganèse qui n'est pas toujours suffisamment éliminé par la coagulation. Dans ce cas, des ajustements du pH et/ou du potentiel d'oxydoréduction peuvent être pratiqués avant l'étape de filtration. La place de la reminéralisation est discutée ci-dessous.

Filière conventionnelle pour eau douce de cours d'eau ou de retenue (RS2)

Dans cette filière conventionnelle « eau douce » (RS2), la pré-oxydation par le dioxyde de chlore ou par l'ozone a pour objectif de lutter contre les algues en période chaude. Elle n'est pas indispensable.

Lors de la coagulation, l'eau étant naturellement douce, le pH descend par simple ajout de chlorure ferrique et permet ainsi une excellente élimination des matières organiques. Toutefois, il est parfois nécessaire d'ajouter de l'acide sulfurique pour certaines eaux (pas assez douces) ou de la chaux pour d'autres (trop douces).

Remarque

Dans le cas des eaux très douces (retenue), une pré-reminéralisation peut être nécessaire (ou demandée) pour « doper » l'eau en hydrogénocarbonates (TAC) avant la coagulation et pour mieux stabiliser les variations de pH lors de la coagulation.

Copyright © 2015 Dunod.

Classiquement, la séparation liquide/solide mise en œuvre est soit de type décanteurs à lits de boues avec lamelles, soit de type décanteurs à flocs lestés ou encore une flottation pour les eaux de retenue notamment. Une telle clarification nécessite du génie civil et des équipements qui résistent aux corrosions acides. Des parements anti-acide peuvent être aussi appliqués sur des ouvrages existants.

Cette étape est suivie d'une filtration en profondeur, avec une augmentation du pH avant la filtration et, souvent, une augmentation du potentiel d'oxydation, particulièrement quand l'eau brute contient du manganèse (cas fréquent).

Remarques

- Dans certains cas d'eaux de retenue, cet ajustement était assuré par le couple reminéralisation/ozonation, l'ensemble avec la filtration contribuant très efficacement à l'élimination du manganèse. Aujourd'hui, on sait que le risque de formation de bromates est élevé dans ce cas.

- Le problème du manganèse est généralement traité à ce niveau par une injection de permanganate de potassium (parfois de dioxyde de chlore) et/ou par le remplacement du sable par un matériau à base de dioxyde de manganèse.

Bien qu'inexistant il y a quelques années ou décennies (selon les régions), le traitement de finition de ce type de filière classique (RS2) est encore souvent constitué du couple ozonation/filtration CAG.

Si l'eau a encore besoin d'être reminéralisée en fin de traitement, la place privilégiée de cette étape est très fréquemment en fin de filière avant la désinfection. Afin de retenir d'éventuelles générations de turbidité lors de cette réminéralisation, il est parfois choisi de placer cette étape avant le filtre CAG.

Filière avancée pour eau douce de cours d'eau ou de retenue (RS3)

La filière avancée « eau douce » (RS3) est basée sur les mêmes concepts et opérations que la filière conventionnelle (RS2). Les différences notables sont les suivantes :

- le traitement de finition (qui justifie à lui seul l'appellation « avancée » pour la filière) consiste à utiliser un traitement au charbon actif en poudre (CAP) couplé à une nouvelle étape de clarification ;
- ce traitement de finition est quasi toujours placé directement après la décantation ou la flottation ;
- la désinfection poussée (pour les protozoaires parasites, par exemple) est assurée soit par une ultrafiltration, soit par un traitement UV.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Comme pour la filière classique (RS2), les ouvrages et équipements de coagulation, floculation et décantation (ou flottation) doivent résister aux corrosions acides. Par ailleurs, l'élimination du manganèse, si elle est nécessaire, impose des ajustements du pH et du potentiel, par injection de chaux et de permanganate de potassium, voire exceptionnellement d'ozone (avec le risque de formation de bromates dans ce dernier cas).

Remarque

La filtration en profondeur finale est généralement indispensable quand un traitement oxydant contre le manganèse est pratiqué. En effet, la précipitation du manganèse n'est pas très rapide et l'oxydation du manganèse immédiatement avant une unité d'UF conduit souvent, d'une part, à des colmatages trop fréquents et difficilement réversibles des membranes et, d'autre part, à leur usure prématurée. Une filtration en profondeur (sable ou sable enrobé), avant la filtration membranaire, est vraiment conseillée pour permettre la précipitation et la rétention du manganèse.

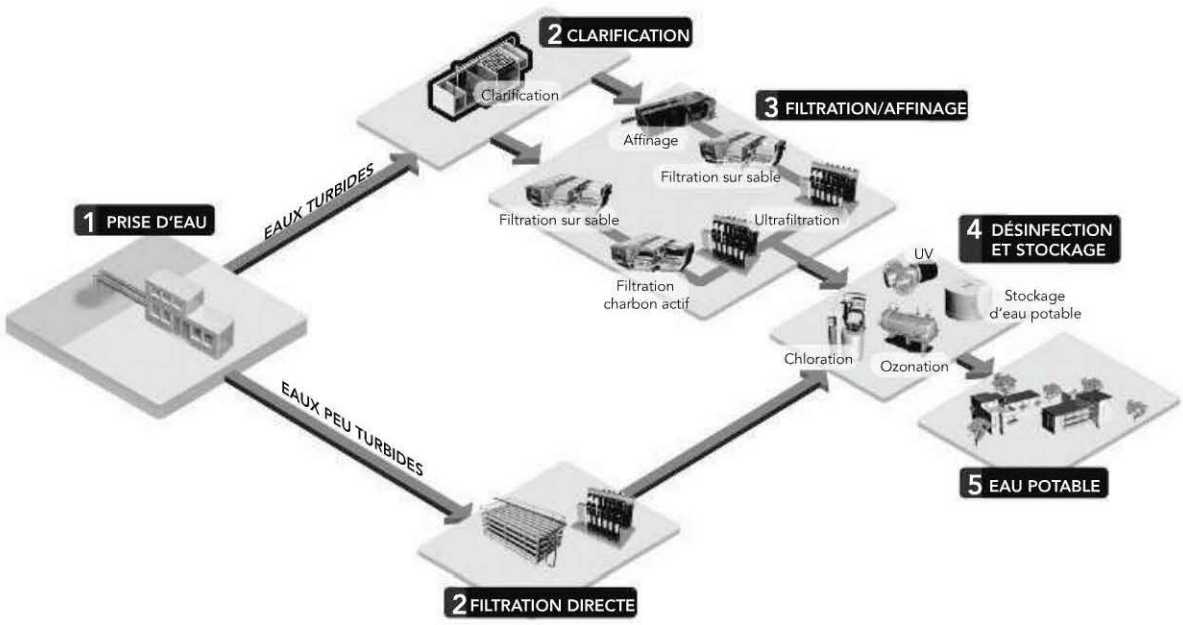


Figure 4.4 Traitement des eaux de surface : deux filières possibles en fonction des spécificités de l'eau à traiter.
Le traitement des eaux de surface consiste principalement à assurer leur clarification et leur désinfection. En fonction de la qualité des eaux brutes, des procédés de décantation et de filtration classique ou membranaire sont mis en œuvre avant une désinfection finale (ozone, UV ou chloration), stockage et distribution.
(Illustration et légende fournies par : ©Veolia Water Technologies)

Copyright © 2015 Dunod.

4.2.4 Les cas particuliers

La présence dans l'eau brute d'un paramètre « exotique », au sens rarement traité dans ce cas d'eaux de surface (métaux lourds, arsenic, sulfates, bore, etc.) ou interdit de traitement sauf dérogation (nitrates), nécessite l'application de conditions d'exploitation particulières des étapes existantes (parfois aux dépens d'autres paramètres) et/ou l'introduction d'étapes supplémentaires. Ces cas seront précisés dans la partie E, qui regroupe les traitements par valeur paramétrique de la réglementation (arrêté du 11 janvier 2007).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

5 Les tests optimisant le choix de la filière

Outre l'acquisition de données analytiques sur la ressource, les tests en laboratoire sont généralement indispensables et généralement aisés à réaliser. Une autre démarche, parfois pratiquée avant la définition d'une filière, consiste en des tests effectués à l'échelle pilote, qui sont compliqués, coûteux et consommateurs de temps. Dans certains cas complexes, ils permettent toutefois d'éviter de graves déboires techniques, financiers et juridiques.

5.1 Les principaux tests pour eaux profondes

Pour les eaux souterraines, les tests de laboratoire sont relativement limités, on peut citer :

- pour les eaux contenant du fer et/ou du manganèse, les tests d'aération (transvasements en béchers) et de filtration, après éventuel traitement chimique ;
- pour l'élimination d'un polluant ou élément gênant donné (pesticides, arsenic, métal lourd, matières organiques naturelles, etc.), les tests sur les conditions (dose et pH) d'utilisation de certains réactifs comme la chaux, un coagulant, un charbon actif en poudre, un oxydant ;
- les tests de colmatage pour les procédés à membrane.

La filtration sur charbon actif en grains doit faire l'objet d'essais à l'échelle pilote car la modélisation n'est pas toujours adaptée. Il en est de même pour certains traitements biologiques (déferrisation, démanganisation, nitrification, dénitrification). Ces tests sont évidemment coûteux puisque nécessitant plusieurs mois d'études.

Remarque

Pour les eaux profondes, il est préférable d'exécuter les essais de laboratoire sur place, immédiatement après le prélèvement, avec le minimum de contact avec l'atmosphère.

Copyright © 2015 Dunod.

5.2 Les essais de traitabilité d'une eau de surface

Compte tenu de la complexité de tester en laboratoire l'ensemble de la filière, il faut procéder par étapes en commençant par la coagulation/floculation, qui constitue le cœur de la filière et le « moteur » principal de la qualité de l'eau traitée. Les autres étapes (effet de la pré-oxydation, efficacité du traitement de finition, reminéralisation) sont testées dans un second temps. La désinfection finale par le chlore ou le dioxyde de chlore est évidemment évaluée sur l'eau finale, après son traitement dans différentes conditions.

Les essais de traitabilité doivent être pratiqués sur des prélèvements d'époques différentes, si possible une batterie de tests à chaque saison.

5.2.1 Conditions de coagulation/floculation

C'est à ce niveau que le « gros » du traitement se joue avec des objectifs multiples dont les principaux sont les éliminations de la turbidité et d'une grande partie des matières organiques, surtout pour les eaux douces (filières RS2 et RS3). Il est rare de tester cette opération sur unité pilote et ce sont de simples expériences de laboratoire dites de « Jar-test » qui permettent de définir la dose de coagulant et le pH de coagulation.

Quand l'objectif principal est l'élimination des matières organiques naturelles, il a été démontré que les doses théoriques optimales sont de 1 mg Al par mg COD ou 2 mg Fe par mg COD, parfois plus pour les eaux de retenue. Dans ce cas, le nombre d'essais peut être limité à 2 (un essai à dose théorique optimale et à pH variable, puis un second essai à pH optimal pour vérifier la dose).

Les effets d'autres réactifs sont évalués sur la base des conditions optimales (dose et pH) de coagulation/floculation. Ce peut être l'effet de la pré-oxydation, de l'ajout de floculant et/ou de CAP. Il ne faudra pas oublier que la pré-oxydation peut modifier légèrement les conditions optimales de coagulation/floculation.

Remarque

À partir de floc formé dans les conditions optimales déterminées dans les essais précédents, des tests de décantabilité en bécher ou en colonne peuvent être réalisés.

Copyright © 2015 Dunod.

5.2.2 Évaluation de l'efficacité des étapes de finition

Quand une étape d'inter-ozonation est prévue, la demande en ozone est réalisée sur l'eau clarifiée. Elle permet de déterminer la dose d'ozone à appliquer pour obtenir le résiduel souhaité (par exemple 0,4 mg/L) après un temps de contact donné (par exemple 4 min). La teneur en bromates formés est alors mesurée, si possible dans différentes conditions d'ozonation (différentes valeurs du *C.t* et différents pH).

Si un traitement de finition par CAP est prévu dans la filière (RS3), on peut reproduire partiellement l'effet recherché en Jar-test de laboratoire, sans pouvoir reproduire les autres effets de ce type de procédé (recirculation du CAP, contact avec de fortes concentrations de CAP plus ou moins saturé).

Il est quasi impossible (actuellement) d'évaluer la durée d'efficacité d'un filtre à charbon actif en grains (CAG) au laboratoire. Il faut faire appel à des essais sur unité pilote (longue durée) et/ou à l'habitude de l'homme de l'art.

5.2.3 Demande en chlore et formation de sous-produits de chloration

En absence d'essais pilotes, la demande en chlore ou en dioxyde de chlore peut être évaluée au laboratoire sur l'eau clarifiée, éventuellement ozonée et/ou traitée au CAP (quand ces étapes sont prévues dans la filière). Les sous-produits formés (THM, acides chloroacétiques, chlorites) seront analysés dans différentes conditions de désinfection (*C.t* et pH). Certains autres paramètres pourront être contrôlés pour tenter des simulations de formation de THM par modélisation (chlore résiduel, SUVA, bromures, pH, et éventuellement PFTHM). Des tests organoleptiques peuvent également être effectués.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

6

L'évaluation des risques

Outre la connaissance des résultats analytiques ponctuels du contrôle sanitaire et l'exigence sur le goût de l'eau, les consommateurs et leurs associations demandent également aujourd'hui des explications sur la bonne gestion des pratiques et des risques de l'ensemble des systèmes de production et de distribution d'eau potable (de la ressource au robinet). Il faudra donc bientôt fournir systématiquement au public des explications raisonnées sur la représentativité des résultats analytiques, ainsi que des informations sur les moyens mis en œuvre pour assurer sa protection.

6.1 Le risque sanitaire

6.1.1 La surveillance microbiologique et chimique est-elle suffisante ?

Le respect des valeurs paramétriques de la réglementation (cf. chapitre 2) ne peut à lui seul assurer une garantie totale d'absence de pathogènes (risque à court terme) et de polluant potentiellement toxique (risque à long terme). Aucune obligation de résultats ne permet, dans l'état actuel de nos connaissances, de témoigner de l'absence totale et permanente « *de micro-organismes, de parasites ou de toutes autres substances constituant un danger potentiel pour la santé des personnes* », comme le stipule la réglementation.

Des risques émergents

Sur la qualité des eaux, on observe en effet depuis plusieurs années la présence de nouveaux risques chimiques émergents non pris en compte par le contrôle sanitaire (résidus pharmaceutiques, cosmétiques, nanoparticules, etc.), ainsi que celle d'organismes pathogènes (protozoaires parasites résistant aux désinfectants usuels), parallèlement à une augmentation de la proportion des populations à risque.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Un contrôle peu représentatif

La vérification de la conformité de l'eau est-elle représentative des volumes produits ? On peut avoir des doutes quand on constate que les petites unités de distribution (moins de 5 000 habitants), représentant 16 millions d'habitants desservis, cumulent près de 12 % de non-conformités microbiologiques alors que, pour le total de la distribution en France, ces non-conformités ne portent que sur environ 4 % de la population.

Un seuil de risque sanitaire parfois inatteignable par le contrôle analytique

En microbiologie, le risque acceptable est généralement annoncé comme étant de 10^{-4} (1 malade pour 10 000 personnes). On sait que cette notion de risque n'est pas applicable pour certains paramètres, comme *Cryptosporidium* par exemple, pour lequel le respect de ce risque nécessiterait l'analyse d'un échantillon de plusieurs dizaines de m^3.

Le concept d'indicateurs pathogènes de contamination fécale n'a-t-il pas atteint ses limites d'efficacité ?

Le contrôle est un processus réactif

La vérification de la non-conformité est préventive pour les volumes à venir mais seulement réactive pour les volumes passés. Quelle que soit sa rapidité, le « mal est fait ». Il faut donc compléter le contrôle sanitaire actuel fondé sur le produit fini et fourni par des méthodes de gestion préventive du risque sanitaire (GPRS).

Compléter les obligations réglementaires par des obligations de moyens

Il devient nécessaire de compléter les obligations réglementaires par des obligations de moyens assurant, dans les meilleures conditions connues à ce jour, la protection des consommateurs, même si l'on ne peut pas prouver analytiquement la valeur de cette protection :

- par une analyse des risques sanitaires passant par l'identification et la caractérisation du danger et l'évaluation de l'exposition ;
- par une gestion des risques grâce à la mise en œuvre de moyens techniques et organisationnels permettant de les maîtriser (concept de la filière « multi-barrières ») ;
- par une communication vers les différents acteurs, accompagnée d'une analyse de l'éventuelle incompréhension et des solutions pouvant y remédier.

Copyright © 2015 Dunod.

6.1.2 Les réseaux de distribution peuvent changer la qualité de l'eau traitée

Outre les pertes d'eau en réseau (1 milliard de m^3 par année en France), la qualité de l'eau se détériore globalement lors de sa distribution. C'est pourquoi le contrôle sanitaire aujourd'hui s'applique aux robinets représentatifs de la consommation humaine.

Dans les réseaux publics, plusieurs paramètres peuvent varier, comme la température, l'oxygène dissous qui diminue, les composés de l'azote qui s'oxydent en nitrites et nitrates, les composés organiques biodégradables qui sont en légère diminution, les THM qui peuvent significativement augmenter lors d'une rechloration, les bactéries revivifiables qui augmentent.

Enfin, le relargage de composés monomères issus des matériaux de réseaux (chlorure de vinyle monomère) ou de revêtements de réservoir et de canalisations (épichlorhydrine, bisphénols, HAP) constitue un risque supplémentaire. Pour les réseaux intérieurs, ce sont principalement les teneurs en polluants métalliques qui augmentent (en général, Pb, Zn, Ni et Cu).

6.2 L'évaluation du risque

6.2.1 Les méthodes d'évaluation des risques (en général)

L'analyse des risques liés aux systèmes de production et de distribution peut suivre deux méthodes principales qui permettent de répondre à la réglementation.

La méthode HACCP (« Hazard Analysis Critical Control Point ») repose sur 7 principes (et 12 séquences) :

- identifier les dangers à tous les stades, de la ressource au consommateur en passant par le traitement ;
- déterminer les points critiques qui doivent être contrôlés pour éliminer ou minimiser les dangers ;
- établir les limites critiques à respecter pour s'assurer que la criticité est maîtrisée ;
- établir un système de surveillance permettant de s'assurer de la maîtrise de chaque point critique ;
- établir les actions correctives à mettre en œuvre en cas d'une non-maîtrise ;
- établir les procédures de vérification ;
- établir un système documentaire concernant toutes les procédures et les enregistrements appropriés.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

La méthode AMDEC (Analyse des modes de défaillance, de leurs effets et de leur criticité) présente 9 étapes principales, basées sur des principes identiques à ceux de la méthode HACCP.

6.2.2 Application à la production d'eau potable

Pour l'eau d'alimentation, la méthode d'évaluation des risques est proposée par les personnes responsables de la production et de la distribution d'eau (PRPDE). Certaines méthodologies proposent par exemple :

- d'identifier les points de contrôle critiques ;
- de procéder à une cotation de la criticité par un indice IC = F (fréquence) × G (gravité) × D (détectabilité) ;
- de rédiger un guide d'efficacité des procédés ;
- de maîtriser des risques en surveillant des points de contrôle critiques ;
- d'assurer les relations avec les autorités sanitaires ;
- de mettre en place une structure documentaire.

Des approches récentes destinées à améliorer la sécurité sanitaire de l'eau potable sont en cours dans plusieurs régions françaises (menées par les ARS, dans le cadre du PRSE), avec rédaction de guides. Bien que toujours compliquées à mener, ces démarches reposent sur un nombre plus limité de concepts méthodologiques, comme (cas de SéSanE en Poitou-Charentes, par exemple) :

- l'élaboration d'un état des lieux ;
- la réalisation d'une étude de dangers ;
- les propositions d'amélioration avec des plans d'action ;
- et une saisie d'indicateurs dans un outil adapté.

6.3 L'impact des changements climatiques

6.3.1 Quelques effets présumés du réchauffement climatique sur les ressources en eau

Les éléments scientifiques actuels montrent que, globalement, pour l'Europe, une variation de l'ordre de 10 à 20 % des précipitations et des taux d'humidité des sols est à attendre sur une échelle d'un siècle. Toutefois, pour des zones géographiques plus réduites, certaines données récentes sont plus alarmantes. Pour le grand sud-ouest de la France (zones parmi les plus impactées), des projections sur 2050 prévoient une diminution moyenne des débits naturels des cours d'eau de 20 à 40 % et une diminution de la recharge des nappes phréatiques de 30 à 55 % en moyenne. Ces variations devraient remettre en cause l'équilibre

Copyright © 2015 Dunod.

hydrologique dans cette partie de la France. De plus, des phénomènes climatiques extrêmes sont redoutés avec un impact sur la quantité et la qualité en eau disponible.

On peut donc envisager des raréfactions de la ressource disponible, notamment lors d'épisodes de fortes chaleur et sécheresse, et, par suite, une augmentation des conflits d'usage et des surconsommations d'eau potable. Lors de ces périodes, ainsi que pendant les vagues de froid intense, on estime que les fuites en réseau seront plus importantes suite à l'assèchement ou au gel des sols. Une dégradation de la qualité de la ressource est également redoutée en période de sécheresse ou en période de fortes et durables pluviométries.

6.3.2 Quelques solutions pour l'eau potable

Pour l'eau potable, les premières solutions concernent les économies d'eau en maîtrisant les pertes en réseau (sans pouvoir atteindre des rendements de 100 %), en réduisant les consommations en exploitation et en sensibilisant les consommateurs (sans logique de rationnement).

Pour les pertes en réseau, le Syndicat professionnel des entreprises de services d'eau et d'assainissement mène une démarche qui intègre une meilleure connaissance du patrimoine de distribution et de son fonctionnement (avec représentation sur SIG), la mise en place d'outils de surveillance des pertes sur réseau, la constitution de bases de données et d'aides à la décision, un suivi grâce à des indicateurs de performance, et une étude financière et environnementale.

Parmi les autres solutions, on peut citer :

- la sécurisation de l'alimentation en eaux brutes destinées à l'alimentation en eau potable, en augmentant les retenues d'eau et en exploitant la capacité de stockage des nappes souterraines (avec le respect de la capacité de recharge de la nappe et l'assurance que la baisse de niveau n'ait pas d'impact naturel sensible) ;
- la recharge artificielle par réutilisation des eaux usées ;
- le combat pour le retour à un bon état des masses d'eau par application de la directive cadre sur l'eau et la protection des captages ;
- et le dessalement d'eau de mer.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

Sources et supports

A

Ouvrages

Agence de l'eau Loire-Bretagne, B. Legube. *Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable*, guide technique publié par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, septembre 1996.

Degrémont Suez. *Mémento technique de l'eau*, 10e édition française, 2005.

J.P. Duguet (coordonnateur) et coll. *Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine*, ASTEE, travaux de la commission « Distribution de l'eau » de l'ASTEE, 1re édition, 2006.

Autres supports

B. Legube. Cours « Eau potable : Réglementation et filières de traitement ». Formation ingénieur de l'ENSI-Poitiers (non publié).

B. Legube, P. Mouchet. « Eaux de distribution – Filières de traitement », *Techniques de l'Ingénieur*, référence W 5 510.

A. Montiel. « Eaux destinées à la consommation humaine – Risques sanitaires, contrôle et réglementation », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Eau : propriétés, qualité, valeurs d'usage »), référence W 2002.

Principaux articles et textes de conférences (en langue française)

Extraits des revues *Techniques, Sciences, Méthodes* (TSM) et *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* (EIN), des recueils de conférences des « Journées Information Eaux de Poitiers » (JIE), ainsi que des conférences de stage de formation permanente APTEN-Poitiers.

Réglementation (historique et actualité)

J. Vial. « Les risques sanitaires liés à la microbiologie de l'eau : évolution et modalités d'évaluation », TSM, 1995, n° 3, p. 172-180.

J.-C. Parnaudeau. Cours « Législation », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Contrôle sanitaire et auto-surveillance

Y. Levi. « Les paramètres influençant le développement de germes dans les réseaux d'eau potable », TSM, 1995, n° 3, p. 240-245.

F. Mansotte, A. Gerard, M. Grandsire, M.-L. Philippe. « Bilan de cinq années de contrôle sanitaire effectué par la DDASS de 1993 à 1997 sur les conditions d'aménagement et d'entretien des ouvrages de captage et de distribution d'eau potable en Seine-Maritime », TSM, 2000, n° 9, p. 85-90.

C. Saout, M.-L. Guillemot, S. Herault, A. Robin. « Contrôle sanitaire et prise en compte de l'auto-surveillance dans le contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine », TSM, 2002, n° 12, p. 17-23.

J.-C. Joret, L. de Beir, M.-C. de Chezelles, O. Taudou. « Rôle de la surveillance dans la maîtrise de la qualité de l'eau potable », TSM, 2005, n° 6, p. 43-51.

Filières de traitement

B. Legube. Cours « Les filières de traitement », stage de formation « Eau potable 1 » APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Risques

P. Leroy, J.-L. Godet. « Matériaux au contact de l'eau : influence de la qualité de l'eau », JIE, 1996, conf. 29, 16 p.

J.-P. Duguet, A. Montiel. « Une approche de l'évaluation du risque microbiologique : l'application aux usines de production d'eau potable de Paris », JIE, 2002, conf. 18, 9 p.

D. Tricard, J. Carmes, A. Levillain, G. Popoff. « Suivi de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine et analyse de risques », TSM, 2002, n° 12, p. 24-33.

E. Brodard, M. Conan. « Les potentialités de la démarche HACCP appliquée à l'eau potable », TSM, 2002, n° 12, p. 34-38.

P. Simon, R. Bastiment. « Les apports de la méthode d'analyse de risque type HACCP pour la maîtrise du risque sanitaire dans la production et la distribution d'eau destinée à la consommation humaine », TSM, 2002, n° 12, p. 39-44.

M.-C. Muller, L. de Beir. « Base d'une première expérience HACCP au sein de la Générale des eaux », TSM, 2002, n° 12, p. 45-49.

A. Maheu, C. Lullier, L. de Beir. « Autocontrôle et HACCP : cas de l'usine d'Itteville et de la zone de distribution de Ballancourt (91) », JIE, 2004, conf. 7, 14 p.

J.-P. Duguet, B. Welte, A. Montiel. « Évolution et maîtrise des risques microbiologiques au cours de la production et de la distribution d'eau à Paris », TSM, 2005, n° 6, p. 25-30.

A. Larigauderie, C. Dupuis, V. Ponzetto. « Risque sanitaire – Mise en œuvre de la démarche sur une unité de production et de distribution », TSM, 2005, n° 6, p. 52-58.

H. Hafner. « Gestion préventive des ressources en eau », TSM, 2007, n° 9, p. 49-53.

G. Paumier, E. Defretin, D. Berthault, A. Martin, S. Lamande, A.-C. Cousin, C. de The. « Limitation des pertes en eau des réseaux », TSM, 2007, n° 9, p. 17-37.

G. Boulanger. « Eau potable et sécheresse : perspectives », TSM, 2007, n° 9, p. 55-65.

S. Herault, A. Thouet. « Dispositions réglementaires relatives à la mise sur le marché et à l'utilisation 1) de matériaux et objets entrant au contact de l'eau destinée à la consommation humaine, 2) des produits et procédés de traitement d'eau destinée à la consommation humaine », JIE, 2008, conf. 12, 13 p.

L. Gran-Aymerich. « Un portail national sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine », TSM, 2010, n° 12, p. 45-50.

D. Mouly, E. Joulin, C. Rosin, P. Beaudeau, A. Olszewski-Ortar, A. Zeghnoun, J.-F. Munoz. « L'exposition des Français aux sous-produits de chloration. Connaissances actuelles et perspectives pour la surveillance », TSM, 2010, n° 12, p. 51-62.

S. Jacob, P. Schryve, L. Gran-Aymerich. « Maîtriser le risque microbiologique dans les petites unités de distribution d'eau. Ogeris, un outil de gestion préventive », TSM, 2010, n° 12, p. 68-82.

M. Lafforgue. « Le décret du 27 janvier 2012 sur la réduction des pertes d'eau du réseau de distribution : enjeux et objectifs », EIN, 2013, n° 362, p. 81-89.

Agence de l'eau Adour-Garonne. *Eau et changements climatiques en Adour-Garonne*, septembre 2014.

M. Liege, J. Vigier, C. Berger, M. Lavoix, L. Rimbaud, N. Simon, M. Guitton, R. Pouget, J.-C. Parnaudeau, D. Hebras, M.-L. Guillemot, J. Perney. « Démarche régionale d'amélioration de la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine en Poitou-Charentes – SéSanE », JIE, 2014, conf. 19, 10 p.

Copyright © 2015 Dunod.

B

LA CLARIFICATION

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.

7 Notions théoriques de base sur la clarification

Les eaux naturelles contiennent des composés en suspension d'origines minérale (sables, argiles, oxydes métalliques, carbonates, silicates…) et organique (produits de décomposition de matière végétale, de matière animale et de micro-organismes, substances humiques…), auxquels il faut ajouter des micro-organismes (algues, plancton, bactéries, virus).

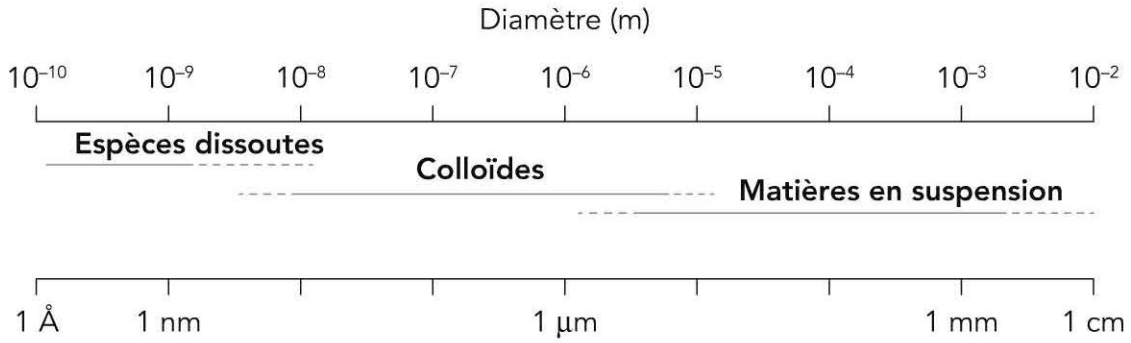


Figure 7.1 Gammes approximatives de tailles de particules dans les eaux naturelles.

7.1 Problématique et objectifs

Les matières ou particules en suspension sont définies comme étant les matières décantables en 2 heures (sur 1 mètre), ou encore les matières retenues par un filtre de porosité de l'ordre du micromètre (≈ 1 µm). Les particules de taille apparente inférieure sont dites en suspension (pseudo) stable ou colloïdale. Ces colloïdes sont de trop petites tailles pour décanter rapidement et de charge primaire souvent identique, les empêchant de s'agglomérer.

L'élimination des matières en suspension et des colloïdes est indispensable lors du traitement des eaux. C'est l'objectif principal des différentes techniques de séparation liquide/solide (seules ou en série), comme la décantation, la flottation et les filtrations en profondeur et membranaire. Ces techniques sont souvent

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

précédées des procédés de coagulation et de floculation, l'ensemble constituant la phase de clarification des usines de production d'eau potable.

7.2 Notions de coagulation/floculation

La coagulation et la floculation sont des opérations essentielles notamment pour le traitement des eaux de surface. Bien que constituant deux étapes distinctes (théoriquement comme techniquement), la coagulation et la floculation sont inséparables dans la majorité des cas. Cette double opération précède toujours une ou plusieurs étapes de séparation liquide/solide, classiquement la décantation ou la flottation et/ou la filtration en profondeur ou encore, plus récemment, la filtration sur membranes.

Les objectifs de cette double opération sont nombreux. Historiquement, le seul objectif était la contribution à l'abattement de la turbidité et des matières en suspension. Aujourd'hui, c'est l'action très importante de ces opérations dans l'élimination des matières organiques dissoutes qui est principalement recherchée. La coagulation et la floculation peuvent aussi participer à l'élimination de nombreux micropolluants minéraux ainsi qu'à celle des micro-organismes.

7.2.1 Pourquoi une suspension colloïdale ne décante pas ou mal ?

Toute particule possède une charge primaire (souvent négative dans les eaux naturelles). Le volume d'eau enveloppant la particule est composé de deux couches (cf. F-B1), portant le nom de « double couche électrique » et dont la charge nette est de signe opposé à la charge primaire de la particule.

Entre deux ou plusieurs particules similaires et de même charge, tout rapprochement des doubles couches va induire des forces de répulsion entre les particules mais également des forces d'attraction sur de plus courtes distances. Si la résultante de ces forces (interaction nette) est répulsive, la suspension colloïdale est « stable », il n'y a pas d'agglomération possible. C'est fréquemment le cas pour les particules colloïdales des eaux naturelles. Si elle est attractive, la suspension devient instable et l'agrégation peut avoir lieu lors d'un contact.

La coagulation est définie théoriquement comme l'opération conduisant à la déstabilisation des particules colloïdales « stables » pour permettre *in fine* leur agrégation quand le contact a lieu et pour rendre ainsi la décantation ou la flottation plus performante. Techniquement, on la définit plus simplement par « agitation rapide » ou « flash mixing ».

Copyright © 2015 Dunod.

7.2.2 Le potentiel zêta (et le SCD)

La valeur du potentiel zêta (ζ) peut être évaluée par mesure de la mobilité électrophorétique des colloïdes (cf. F-B2). Elle dépend de la nature des particules et des caractéristiques du milieu, notamment du pH. Le signe du potentiel zêta est, par convention, le même que celui de la charge primaire. Lorsque sa valeur est nulle, le pH du milieu correspond au pH_{pcn}. Seule la valeur relative de ζ est intéressante en traitement des eaux, elle est positive (ou négative) lorsque le pH du milieu est inférieur (ou supérieur) au pH_{pcn}.

Sa mesure peut être remplacée par celle du « Streaming current detector » ou SCD (cf. F-B2).

7.2.3 L'agglomération des colloïdes, même déstabilisés, n'est pas spontanée, il faut la provoquer

La floculation est l'opération conduisant à l'agglomération des particules déstabilisées par coagulation. C'est aussi le terme utilisé pour définir l'étude de la cinétique de cette agglomération. Techniquement, on la définit plus simplement par « agitation lente ». Cette opération se situe donc toujours après une coagulation.

Au plan théorique, la floculation est représentée par une expression de la cinétique d'agglomération (cf. F-B3) qui montre que la vitesse d'agglomération des particules sous agitation dépend principalement :

- de l'efficacité de la coagulation ;
- de la concentration en particules ;
- du gradient de vitesse (G) du mélangeur.

7.2.4 Les principaux moyens connus de coagulation/floculation

Il existe globalement quatre moyens chimiques de coaguler puis de floculer une suspension colloïdale (cf. F-B4). Certains peuvent conduire à une restabilisation (inverse de la coagulation). L'introduction d'un sel de métal trivalent (avec ajustement éventuel de pH) et celle d'un polymère organique sont les moyens utilisés en production d'eau potable, notamment à partir des eaux de surface.

Coagulation/floculation par l'aluminium ou le fer (ferrique)

Les effets du fer ferrique et de l'aluminium en coagulation sont dus à leurs produits d'hydrolyse qui sont des complexes hydroxo-métalliques principalement insolubles dans les conditions de leur utilisation.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Solubilité de Al^{III} et Fe^{III}

Des diagrammes théoriques de solubilité de l'aluminium et du fer dans l'eau pure en fonction du pH peuvent être facilement calculés et tracés à partir des valeurs des constantes d'hydrolyse (cf. F-B5 et F-E2). Dans des conditions proches de la neutralité, ce sont donc les solides $Al(OH)_{3(s)}$ et $Fe(OH)_{3(s)}$ qui sont formés majoritairement et qui précipitent dans le milieu sous forme de micro-flocs.

La formation de ces précipités s'accompagne toujours de libération d'acidité qui peut être neutralisée par la base faible que représente l'ion hydrogénocarbonate (HCO_3^-), très souvent présent dans l'eau à traiter (cf. F-B6). Si cette neutralisation « naturelle » est insuffisante pour stabiliser le pH, il sera nécessaire d'injecter une base forte (généralement la chaux ou parfois la soude) dans l'eau.

Deux principaux mécanismes de coagulation des colloïdes

Il existe deux mécanismes principaux de coagulation des colloïdes par l'aluminium ou le fer ferrique qui se positionnent dans deux zones (de conditions optimales) des diagrammes de solubilité. La première est située dans des zones de pH proche de (ou légèrement supérieure à) la neutralité ; le mécanisme prépondérant est le piégeage dans un précipité et le potentiel zêta résultant est généralement négatif même en conditions optimales. La seconde zone correspond à des milieux légèrement acides (pH 5 à 6) ; le mécanisme principal est la neutralisation de la charge primaire des colloïdes et le potentiel zêta résultant est nul pour des conditions optimales.

L'élimination des matières organiques dissoutes

Le principe de l'élimination des composés organiques dissous, par ce mode de coagulation/floculation, repose également sur deux mécanismes principaux, la formation de complexes entre le métal et les composés organiques qui précipitent après polymérisation, l'adsorption du composé organique en surface des micro-flocs. Une proportionnalité entre la teneur en matière organique naturelle dissoute et la dose de coagulant est très souvent observée (cf. F-B7).

Coagulation/floculation complémentaire par les polymères

Ce mode de coagulation/floculation par les polymères naturels ou (surtout) de synthèse est de plus en plus utilisé en seconde étape après l'ajout de sels de fer ou d'aluminium, notamment en usine de traitement des eaux de surface avec un décanteur à grande vitesse. Pour cette application, les réactifs polymères sont généralement appelés « floculants », bien que leur rôle soit également de coaguler.

Les mécanismes induits par l'ajout de polymère (généralement anionique) sont la coagulation par neutralisation de la charge primaire et/ou l'adsorption suivie d'une floculation par pontage inter-particulaire des particules coagulées (cf. F-B8).

Copyright © 2015 Dunod.

7.2.5 Calcul du gradient de vitesse de coagulation et de floculation

Le gradient de vitesse G est un paramètre déterminant sur l'efficacité des opérations de coagulation/floculation. Il dépend de l'hydrodynamisme du mélange, c'est-à-dire de la conception de l'organe déprimogène (qui provoque une perte de charge) dans le cas d'un mélangeur statique, ou encore de la vitesse d'agitation, de la forme de l'hélice, de l'inclinaison et de l'excentration de l'arbre et de la conception de la cuve, dans le cas d'un mélangeur à hélices.

Son calcul repose sur la relation de Camp et Stein (cf. F-B10) qui, selon le type de mélangeur conduit aux formules ci-dessous.

Expression de *G* pour un mélangeur à agitation mécanique

Pour un système à agitation mécanique, on peut utiliser

$$(G_{moy})^2 = N_T \cdot T_C / (9{,}55 \cdot V \cdot \eta_L)$$

N_T : nombre de tours par minute de l'agitateur mécanique

T_C : couple d'entraînement développé par la rotation des pales dans les conditions d'utilisation (N/m)

V : volume du réacteur d'agitation (m^3)

η_L : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s, ou poiseuilles)

G_{moy} : gradient de vitesse moyen (s^{-1})

Expression de *G* pour un mélangeur statique

Pour un mélangeur statique :

$$(G_{moy})^2 = \rho_L \cdot g \cdot \Delta h \cdot q_v / (\eta_L \cdot V) = g \cdot \Delta h / (\nu_L \cdot t_L)$$

ρ_L : masse volumique de l'eau (kg/m^3)

g : accélération de la pesanteur = 9,81 m/s^2

Δh : perte de charge provoquée par le mélangeur statique (mCE)

η_L : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s, ou poiseuilles)

V : volume d'eau dans le mélangeur statique (m^3)

ν_L : viscosité cinématique de l'eau (m^2/s)

t_L : temps de résidence hydraulique dans le mélangeur statique (s)

7.3 Notions de clarification par voie gravitaire

Les opérations de décantation et flottation gravitaires tiennent une place primordiale dans les filières de traitement des eaux de surface, avec pour objectif de réaliser la part la plus importante de la clarification de l'eau. Ces opérations

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.
Copyright © 2015 Dunod.

utilisent le potentiel de sédimentation ou de flottation des particules en suspension, sous l'effet de la gravité et de la poussée d'Archimède.

7.3.1 Les vitesses de sédimentation et de flottation se calculent ou se mesurent

Toute particule en suspension (colloïdale ou non) présente une vitesse de sédimentation v_S ou de flottation v_F dont la valeur est plus ou moins élevée. Ces vitesses dépendent principalement de la densité de la particule et de sa taille. Elle peut être calculée ou encore évaluée par expérimentation.

La valeur de v_S ou de v_F est décisive lors du calcul de la surface au sol S_{sol} d'un décanteur ou d'un flottateur alimenté sous un débit volumique q_V. Plus v_S ou v_F sera grand, plus S_{sol} sera petite pour q_V fixé ou plus q_V sera grand pour S_{sol} donnée.

Tout concept qui permettra d'augmenter la valeur de v_S (comme la coagulation et la floculation optimisées, la décantation à massif de boues ou à microsable) ou celle de v_F (comme le nombre et la taille des microbulles formant des attelages avec les particules) ou encore de diminuer S_{Sol} (comme la décantation lamellaire), conduira à une optimisation du procédé de clarification gravitaire. Les approches théoriques ci-dessous décrivent sommairement les différentes démarches conduites par l'homme de l'art pour atteindre ces objectifs.

Pour une particule isolée proche de la sphère

En clarification gravitaire des eaux destinées à la production d'eau potable, les vitesses de sédimentation (ou de flottation) des particules sont généralement suffisamment faibles pour que le régime de chute soit considéré comme laminaire dans la plupart des cas (cf. F-B11). Les expressions de v_S et v_F pour une particule isolée proche de la sphère peuvent alors être simplifiées sous les formes suivantes :

$$v_S = d_V^2 \,.\, g \,.\, (\rho_S - \rho_L) \,/\, (18 \,.\, \eta_L) \qquad \text{avec } \rho_S > \rho_L$$

$$v_F = d_V^2 \,.\, g \,.\, (\rho_L - \rho_S) \,/\, (18 \,.\, \eta_L) \qquad \text{avec } \rho_S < \rho_L$$

v_S ou v_F : vitesse limite de sédimentation ou de flottation (m/s)

d_V : diamètre de la sphère de même volume que la particule (m)

g : accélération de la pesanteur = 9,81 m/s^2

ρ_S : masse volumique de la particule (kg/m^3)

ρ_L : masse volumique de l'eau (kg/m^3)

η_L : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s, ou poiseuilles)

Copyright © 2015 Dunod.

Pour un lot de particules

Pour un lot de particules de forme quelconque, la théorie précédente peut s'appliquer pour chaque particule individuelle si le rapport des dimensions extrêmes de particules non sphériques n'excède pas 3 et si la concentration de la suspension est inférieure à 500 mg/L (pour des flocs). Dans le cas contraire, la vitesse de déplacement des particules peut être freinée.

Il est bien évidemment nécessaire de connaître les caractéristiques de chaque particule, ce qui est complexe mais pas impossible si on considère que les particules présentent une masse volumique identique (par exemple pour des flocs stabilisés) et si la répartition des tailles peut-être déterminée par une technique spécifique de type compteur de particules.

Courbe de répartition des vitesses de sédimentation ou de flottation

La courbe de répartition des valeurs de v_S (ou de v_F) est, comme celle de répartition des diamètres des particules, généralement gaussienne.

En décantation

La courbe cumulée des fractions de particules, en ordonnée (fraction appelée x), dont les vitesses limites de sédimentation sont inférieures à la valeur de l'abscisse, v_S, présente alors l'allure d'une fonction sigmoïde, également accessible par expérimentation (cf. § 10.2.1). L'expérience qui conduit à cette courbe (fraction x *versus* v_S) consiste à décanter l'eau à étudier (homogénéisée sur l'ensemble du volume) à l'aide d'une colonne munie de plusieurs prises d'échantillons (cf. F-B12). L'objectif est de déterminer la fraction pondérale de particules restantes en fonction du temps de décantation.

En flottation

La même expérience peut conduire à la courbe de répartition des vitesses limites de flottation (fraction x *versus* v_F), à condition que la colonne soit munie d'un générateur de microbulles comparable à celui du « Flottatest » (cf. § 11.2.1).

7.3.2 La clarification gravitaire sous flux vertical

En décantation, lorsque le flux d'eau est vertical ascendant, il s'oppose au déplacement de chaque particule, laquelle ne peut décanter que si la vitesse moyenne du fluide U est inférieure à la vitesse de sédimentation de la particule v_S.

En flottation, le phénomène est inversé car le flux d'eau est vertical descendant.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Expression de la vitesse ascensionnelle (ou descensionnelle)

La vitesse moyenne du flux d'eau est encore appelée vitesse ascensionnelle en décantation et descensionnelle en flottation, v_0.

$$v_0 = q_V / S$$

q_V : débit volumique (m^3/s)

S : surface horizontale traversée (m^2)

v_0 : vitesse ascensionnelle ou descensionnelle (m/s)

Rendement d'un décanteur (ou d'un flottateur) à flux vertical

Le rendement d'un décanteur (ou d'un flottateur) à flux vertical est toujours fonction de sa vitesse ascensionnelle v_0, qui, dans ce cas, est égale à la vitesse moyenne du flux d'eau. Pour une eau contenant des particules en suspension dont la répartition des vitesses est connue, la valeur de v_0 reportée en abscisse de la courbe de répartition « *x versus* v_S » permet de déterminer l'ordonnée correspondante x_0, puis le rendement (cf. § 10.2.1).

$$\text{Rendement global (en \%)} = (1 - x_0) \,.\, 100$$

x_0 : fraction de particules dont les vitesses de sédimentation ou de flottation sont inférieures à v_0

7.3.3 La clarification gravitaire sous flux horizontal

Une technologie plus efficace que la clarification gravitaire à flux vertical a été mise au point depuis longtemps, par utilisation du flux horizontal. C'est le concept du « bassin idéal » de Hazen (cf. F-B13). Compte tenu des hypothèses de ce concept, les particules vont présenter des trajectoires rectilignes de pentes variées dont une est caractérisée par une vitesse de sédimentation particulière et unique qui est appelée vitesse de Hazen v_H. La valeur de v_H est donc une valeur « repère » pour le décanteur (ou le flottateur) à flux horizontal.

Expression de la vitesse ascensionnelle (ou descensionnelle)

Ainsi v_H, qui correspond à une vitesse de sédimentation (ou de flottation) de particule, calculable ou atteignable par expérience, est aussi l'expression du rapport du débit sur la surface au sol de la zone de clarification. C'est la même expression que la vitesse ascensionnelle d'un ouvrage à flux vertical v_0 (cf. F-B13). C'est pourquoi on l'appelle vitesse ascensionnelle bien que le flux soit horizontal.

$$v_H = q_V / S = v_0$$

Copyright © 2015 Dunod.

Rendement

Un avantage du flux horizontal par rapport au flux vertical réside dans le fait qu'une partie des particules (celle dont la valeur de v_S est plus faible que v_0 ou v_H) est éliminée (cf. F-B13).

Le rendement global d'un décanteur à flux horizontal, de vitesse ascensionnelle v_0 (ou v_H) inclut donc deux composantes qui sont :

- les particules pour lesquelles $v_S \geq v_0$, qui sont totalement éliminées (quelles que soient les cotes d'entrée h de ces particules dans le décanteur) ;
- et les fractions Fx de particules pour lesquelles $v_S < v_0$, qui ne sont que partiellement éliminées selon leur cote d'entrée h dans le décanteur.

Ce rendement est exprimé par :

$$\text{Rendement global} = (1 - x_0) + (1/v_0)\left(\int_0^{x_0} v_s \cdot dx\right)$$

À partir de la courbe de distribution des vitesses de sédimentation des particules (ou flocs), connaissant v_0 (ou v_H), il est alors possible de déterminer x_0, soit $1 - x_0$ la fraction éliminée quel que soit le flux du décanteur (vertical ou horizontal). Dans le cas du bassin idéal à flux horizontal, la contribution des autres particules (pour $v_S < v_0$) peut être calculée en intégrant au-dessus de la courbe entre 0 et x_0 pour obtenir $\int_0^{x_0} v_s \cdot dx$ (cf. § 10.2.1).

Pour un flottateur à flux horizontal c'est la même expression, avec v_F à la place de v_S.

Remarques

- Cette approche est valable quelle que soit la hauteur du décanteur pour les particules grenues ou discrètes.
- L'intégration $\int_0^{x_0} v_s \cdot dx$ peut être obtenue par voie graphique.
- Le même type de courbe peut être obtenu pour les vitesses de flottation.
- Le rendement va dépendre de la nature floculante des particules.

Copyright © 2015 Dunod.

7.3.4 La décantation lamellaire

Le rendement global d'un décanteur à flux horizontal est théoriquement indépendant de la valeur absolue de la hauteur (ou profondeur) H du décanteur pour des particules grenues ou peu floculantes. Par suite, la hauteur H peut être diminuée sans théoriquement changer le rendement de ce décanteur. Plusieurs

bassins de faible profondeur peuvent être alors superposés sur la même surface occupée au sol, ce qui permet d'augmenter le débit global théoriquement par autant de fois qu'il y a de bassins sans changer la surface occupée au sol.

Toutefois, plus H diminue et plus il sera difficile d'évacuer les boues du fond de chaque bassin. Il est donc indispensable d'incliner ces bassins superposés pour que les boues déposées puissent être évacuées par gravité. C'est le concept de la décantation lamellaire ou à flux incliné. L'inclinaison sur un angle α (par rapport à l'horizontale) peut conduire à trois systèmes de flux :

- un flux d'eau ascendant en sens et direction opposés au flux d'évacuation gravitaire des boues, c'est la décantation lamellaire à contre-courant ;
- un flux d'eau descendant dans les mêmes sens et direction que l'évacuation des boues, c'est la décantation lamellaire à co-courant ;
- des flux d'eau et de boues qui circulent perpendiculairement, c'est la décantation lamellaire à courants ou à flux croisés.

Expression de la vitesse ascensionnelle entre deux lamelles

Dans le cas d'une décantation à flux incliné ascendant (décantation lamellaire à contre-courant), le calcul de la vitesse v_0, vitesse de sédimentation de la particule qui présente la trajectoire la plus défavorable ou vitesse ascensionnelle, conduit à la formule théorique suivante pour un décanteur comportant N lamelles (cf. F-B14).

$$v_0 = q_V / (N_{lamelles} - 1) \,.\, S_l \,.\, \cos \alpha$$

v_0 : vitesse ascensionnelle (m/s)
q_V : débit volumique (m^3/s)
S_l : surface d'une lamelle (m^2)
α : angle d'inclinaison par rapport au sol (en degrés)
$N_{lamelles}$: nombre de lamelles

Cette formule doit être corrigée car, en théorie (cf. F-B14) comme en pratique (cf. § 10.1.1), des phénomènes de turbulence perturbent la décantation entre chaque lamelle.

Expression de la vitesse au miroir du décanteur

On appelle vitesse au miroir du décanteur lamellaire le rapport du débit total à la surface projetée au sol (ou surface horizontale) de la zone de décantation.

$$v_{miroir} = q_V / S_{sol}$$

Dans les notices techniques des constructeurs, cette valeur est souvent appelée, à tort, vitesse ascensionnelle du décanteur.

Copyright © 2015 Dunod.

Rendement

Le rendement de chaque décanteur ainsi constitué entre chaque lamelle (donc le rendement du décanteur) peut être évalué par la même expression que dans le cas du bassin à flux horizontal (cf. § 7.3.3). En production des eaux potables, c'est la transformation des bassins rectangulaires à flux horizontal en décanteurs lamellaires qui est pratiquée en introduisant des lamelles dans la zone décantation (cf. § 10.1.1). Cette transformation va en effet :

- soit conduire à une diminution très importante de v_0, donc à une augmentation du rendement global du décanteur, si le débit q_V est maintenu constant ;
- soit permettre d'augmenter significativement le débit q_V en conservant la valeur de v_0 donc de rendement global.

Cette démarche importante a significativement contribué au développement des technologies actuelles de décantation « à grande vitesse » (cf. § 10.1.3).

Remarque

Attention, il y a une différence significative entre la théorie et la pratique : les gains observés d'efficacité ou de débit ne seront pas aussi élevés que ceux prévus théoriquement.

7.3.5 La décantation à contact de boues

Le principe de la décantation à contact de boues (cf. F-B15) est d'utiliser les boues du décanteur pour optimiser la floculation ce qui conduit à une très forte augmentation de la concentration et du temps de séjour des particules solides. Ceci se traduit par un accroissement de la taille des flocs, donc de leur vitesse de sédimentation.

Trois grands types de techniques classiques existent :

- la technique dite « à lit de boues fluidisé » met en œuvre une décantation à flux vertical dans un ouvrage cylindrique ou (plus généralement) rectangulaire ;
- la technique dite « à recirculation de boues » met en œuvre une décantation à flux vertical dans des ouvrages généralement cylindro-coniques ;
- la technique dite « à flocs lestés » met en œuvre une décantation à flux pseudo-vertical dans des ouvrages généralement coniques tronqués.

Aujourd'hui, de plus récentes techniques de décanteurs (à grande vitesse) utilisent ces principes dans des ouvrages rectangulaires et compacts.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

7.3.6 La flottation à air dissous (FAD) ou l'aéroflottation

La flottation naturelle est un procédé qui consiste à utiliser la tendance à flotter des particules en suspension, éventuellement assistée par insufflation d'air et ajout de réactifs. Dans le cas de traitement des eaux de surface, la flottation est dite « provoquée ». Elle consiste à former des attelages entre des microbulles d'air (préformées) et les particules ou flocs à éliminer. La masse volumique de ces attelages devient alors plus faible que celle de l'eau ce qui conduit à un déplacement gravitaire ascendant des particules.

Des microbulles sont nécessaires

Les microbulles ont des dimensions comprises entre 40 à 70 µm, les bulles plus grosses étant généralement dénommées « fines » (quelques centaines de µm) ou « moyennes » (1 à 4 mm).

La probabilité de rencontre et d'accrochage des bulles avec les particules à flotter (formation d'attelages) est d'autant plus grande que le nombre de bulles est grand et que le diamètre des bulles est faible. L'utilisation de microbulles est donc nécessaire malgré leur vitesse de flottation plus faible. De plus, les microbulles provoquent moins de turbulence que les bulles fines ou moyennes.

Principe de la formation de microbulles en FAD

À température constante, la solubilité de l'air dans l'eau est proportionnelle à la pression de l'air au contact de l'eau. C'est la loi de Henry (cf. F-B16).

La FAD consiste, dans son principe, à pressuriser de l'eau au contact d'air (à plusieurs bars de pression totale), puis à détendre brutalement à la pression atmosphérique, ce qui va libérer l'air (préalablement dissous) sous forme de microbulles, dont la taille dépend de la différence de pression mise en jeu dans la détente, donc de la pression de pressurisation.

Exemple

Sous une pression absolue de pressurisation de 6 bar, la solubilité de l'air (à l'équilibre) est théoriquement 6 fois plus élevée qu'à 1 bar et la détente à la pression atmosphérique va libérer environ 5 fois le volume d'air résiduel. À 15 °C, ce volume libéré représente théoriquement 108 cm^3 par litre d'eau, ce qui correspond à plus de 1,5 milliard de bulles de 50 µm par litre d'eau, ce qui est énorme.

Le diamètre des bulles ainsi générées dépend de la pression relative de pressurisation, donc de la pression de détente (56, 48 et 40 µm pour respectivement 4, 5 et 6 bar).

Copyright © 2015 Dunod.

7.4 Notions de filtration

La filtration est une opération de rétention des particules présentes dans un flux d'eau qui traverse un milieu filtrant immobilisé. Le type de milieu filtrant détermine le type de procédé. Si c'est un lit de matériau granulaire (sable, anthracite, charbon actif, etc.), on parlera de filtration en profondeur (ou dans la masse) alors que, si c'est un support (tamis, toile, bobine, membrane synthétique, etc.), le procédé sera qualifié de filtration sur support (ou en surface) ou encore de filtration membranaire dans les cas particuliers de la microfiltration et de l'ultrafiltration.

7.4.1 Quelles sont les caractéristiques des milieux filtrants ?

En traitement des eaux de surface, les milieux filtrants les plus fréquemment utilisés sont soit des lits de matériau granulaire, soit des membranes synthétiques.

Matériau granulaire et lit filtrant

Dimension du grain du matériau filtrant

La dimension du grain de matériau filtrant est soit le diamètre équivalant à une ouverture de tamis d_g, soit le diamètre d_V équivalant à celui de la sphère de même volume que le grain ($d_V = (6V/\pi)^{1/3}$ d'après STOKES, avec V volume de grain). Dans le premier cas, c'est l'analyse granulométrique par tamisage qui va conduire à une répartition des diamètres des grains de matériau (cf. F-B18 et F-B19) et qui permet de définir principalement la taille moyenne, la taille effective et le coefficient d'uniformité.

Forme et sphéricité du grain du matériau filtrant

La sphéricité du grain de matériau filtrant est définie par le facteur de forme Φ_G (cf. F-B18 et F-B19). C'est le rapport de l'aire volumique de la sphère de même volume que le grain (a_V) à l'aire volumique du grain (a_G, surface apparente du grain rapportée au volume apparent du grain). Les valeurs de Φ_G sont généralement comprises entre 0,7 et 1 (1 pour un grain parfaitement sphérique).

Masse volumique et densité du grain de matériau filtrant

La masse volumique du grain de matériau filtrant ρ_G représente généralement le rapport de la masse du grain au volume apparent du grain dans les conditions de son utilisation en filtration (cf. F-B19).

La densité (sans unité) est le rapport de la masse volumique du grain sur la masse volumique d'un corps de référence qui est l'eau à 4 °C. La masse volumique (en kg/m^3) est donc toujours 1 000 fois plus élevée que la densité d'un corps.

La masse volumique apparente (ou « en vrac ») représente la masse d'un m^3 de lit filtrant (qui peut être exprimée « sous eau » ou « à sec ») (cf. F-B19).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Porosité du lit filtrant

La porosité du lit filtrant ε correspond au rapport du volume de vide interstitiel au volume total du lit filtrant (cf. F-B18 et F-B19). Cette porosité du lit ne doit pas être confondue avec la porosité du grain. Pour un lit filtrant de grains proches de la sphère, la valeur de ε dépend de l'homogénéité de la granulométrie, elle est généralement comprise entre 0,35 à 0,4 (selon la forme des grains et le tassement du lit).

Perméabilité et résistance à l'écoulement d'un lit filtrant

La perméabilité d'un lit filtrant B est une notion issue du modèle de Darcy, modèle qui exprime la perte de charge rapportée à l'épaisseur de milieu filtrant traversée (cf. F-B18).

La résistance à l'écoulement R et la résistance spécifique r d'un lit filtrant sont des grandeurs dérivées de la perméabilité qui sont plutôt utilisées pour d'autres milieux filtrants comme les toiles (et les gâteaux) de filtre-presse ainsi que les membranes (cf. F-B18).

Membranes de clarification

Les membranes utilisées en clarification présentent des pores visibles en microscopie électronique au travers desquels l'eau se déplace par convection. Le principal mécanisme de rétention est un effet tamis, encore appelé « capillaire ».

Principaux types

Généralement en modules fibres creuses, ce sont :

- des membranes de microfiltration (MF) organiques ou minérales de structure le plus souvent homogène, c'est-à-dire élaborée avec le même matériau de porosité relativement uniforme dans toute l'épaisseur ;
- des membranes d'ultrafiltration (UF) organiques de structure souvent asymétrique (ou anisotrope), élaborée également avec le même matériau mais de porosité variable dans l'épaisseur, comportant deux (ou trois) parties distinctes :
  - une peau (0,1 à 1 µm d'épaisseur) au contact de l'alimentation qui est donc la couche sélective de la membrane,
  - une sous-couche (100 à 300 µm) de grande porosité dont le rôle est d'assurer la résistance mécanique,
  - parfois un support textile pour renforcer l'ensemble.

Matériaux constitutifs

Les matériaux constitutifs des membranes de MF et UF (cf. F-B25) doivent présenter d'excellentes propriétés de résistance chimique (aux oxydants, acides et bases), thermiques et mécaniques et si possible de piètres pouvoirs adsorbants, notamment vis-à-vis des matières organiques naturelles dissoutes.

Copyright © 2015 Dunod.

Géométrie de la membrane

La géométrie de la membrane peut être plane (pour être ensuite disposée en spirales) ou cylindrique, sous forme de tubes et capillaires de diamètre intérieur de 3 à 10 mm ou de fibres creuses de 0,6 à 1 mm de diamètre intérieur (cf. F-B28).

Perméabilité

La perméabilité standard A^* d'une membrane correspond au débit volumique d'eau pure qui peut la traverser par unité de surface et de pression. Elle est donnée pour 1 bar et 20 °C. Dans les modèles de transfert, on utilise plutôt la perméabilité A pour une température donnée :

$$A = A^*.\eta_L$$

A : perméabilité de la membrane à une température donnée (m^3/m^2)

A^* : perméabilité standard de la membrane (par exemple en $L/(h.m^2.bar)$)

η_L : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s, ou poiseuilles)

D'autres caractéristiques peuvent être utiles, comme le seuil de coupure, l'hydrophobicité, la charge (cf. F-B26).

7.4.2 L'élimination des particules, des phénomènes complexes

La littérature disponible à ce sujet est relativement complexe. Elle s'appuie généralement sur des cas d'école (suspension et milieu granulaires contrôlés) et les prédictions quantitatives d'élimination des particules à filtrer sont souvent difficilement utilisables en exploitation.

Dans un lit de matériau granulaire

Les mécanismes connus de rétention distinguent une phase dite « de dépôt », suivie d'une phase dite « de fixation » et d'une phase dite « de détachement » (cf. F-B20).

Plusieurs modèles d'élimination des particules existent dans la littérature. Ils expriment généralement la variation du nombre de particules dans le fluide (donc la variation du nombre de particules non retenues) en fonction de la profondeur de filtration, pour un filtre propre.

Par une membrane de clarification

De manière générale l'exclusion de solutés par une membrane provient d'effets de taille, de charge, chimiques (sorption par exemple) et/ou diélectriques (cf. F-B29).

En MF et en UF « lâche », c'est l'effet de taille ou effet stérique qui est prépondérant, les autres effets étant nuls ou négligeables, à l'exception parfois de l'effet de

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

charge. Le mécanisme principal est donc stérique (ou capillaire), encore appelé effet tamis.

7.4.3 L'hydraulique du lit filtrant

L'alimentation en eau à traiter nécessitera toujours une pression (force agissante) pour vaincre la résistance à l'écoulement du milieu filtrant et des dépôts accumulés. Cette pression pourra être gravitaire ou assurée par un organe de transfert (pompe). Comme la résistance augmentera au fur et à mesure de l'avancement de l'opération, il faudra choisir entre une technologie de filtration à débit d'alimentation constant et pression croissante ou à pression constante et débit décroissant, voire à débit et pression libres.

Filtre propre

Plusieurs modèles existent (cf. F-B21) pour exprimer la perte de charge d'un filtre propre (alimenté par de l'eau pure) dont les caractéristiques B, Φ_G, ε, d_G sont constantes sur toute la hauteur. Le modèle de base est celui de Carman-Kozeny, extension de l'équation de Darcy. Le modèle de Ergun est dérivé du modèle de base alors que celui de Chilton et Colburn est totalement empirique.

Filtre en cours d'encrassement

La généralisation des modèles pour filtre propre à un filtre en cours d'encrassement est complexe et pas vraiment établie. Pour un filtre en encrassement, le modèle de Ives est souvent cité (cf. F-B21).

Filtre en cours de lavage

Dans tous les filtres en profondeur (en mode gravitaire ou sous pression), l'opération est discontinue et il faut donc nettoyer la masse filtrante après une certaine durée de filtration. Des modèles permettent d'évaluer la vitesse minimale (ou celle pour une expansion donnée du lit) lors du lavage à contre-courant (cf. F-B21).

7.4.4 Transfert hydraulique en filtration membranaire

L'eau à traiter peut être amenée perpendiculairement à la membrane (cf. F-B30). Il s'agit alors d'un écoulement dit « frontal », souvent pratiqué en MF et UF. L'écoulement de l'eau à filtrer peut être aussi tangentiel afin de limiter l'accumulation progressive de solutés sur la membrane et la formation de « gâteau » (cf. F-B30). Dans ce cas, l'eau sortante est alors séparée en deux flux, le perméat qui passe au travers de la membrane et le retentat ou concentrat qui est recyclé à un débit bien plus important. En UF, le débit de recirculation peut être plusieurs centaines de fois plus important que le débit de perméat.

Copyright © 2015 Dunod.

Grandeurs principales et loi de filtration

Quels que soient le mode de filtration et la mise en œuvre des membranes en différents modules, les principaux paramètres utilisés dans les modèles de filtration (cf. F-B30), ainsi que dans la pratique pour le dimensionnement et l'exploitation, sont la pression transmembranaire (ΔP ou PTM, par exemple en bar), le taux de rejet ou de rétention observé (TR_{obs}, sans unité), le flux de perméation (J, par exemple en $m^3/(m^2.h)$) et le taux de conversion (Y, sans unité).

La loi de filtration de base, régissant le transfert à travers une membrane poreuse, découle de l'expression de Darcy, comme dans le cas d'un matériau granulaire, mais avec des symboles différents.

$$J = A^* \,.\, \Delta P = \Delta P \,.\, A \,/\, \eta_L$$

J : flux de perméation (en $m^3/(m^2.s)$)

A : perméabilité de la membrane à une température donnée (m^3/m^2)

A^* : perméabilité standard de la membrane (par exemple en $L/(h.m^2.bar)$)

η_L : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s, ou poiseuilles)

ΔP : pression transmembranaire (Pa)

Accumulation de matière et colmatage

Le colmatage est dû à l'accumulation de matière en surface et dans la membrane. Il conduit à une diminution de J à pression constante ou à une augmentation de ΔP à flux constant, ainsi qu'une modification des propriétés filtrantes de la membrane (A, Y, TR). Les deux mécanismes principaux de colmatage en MF et UF « lâche » sont le dépôt et l'adsorption à la surface de la membrane et à l'intérieur des pores (cf. F-B31).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

8 Paramètres à contrôler en clarification

Les contrôles analytiques à effectuer régulièrement sur l'eau brute ainsi que sur l'eau clarifiée sont principalement physico-chimiques et parfois microbiologiques (cf. chapitre 15). Les méthodes citées dans ce chapitre sont décrites en détail dans d'autres ouvrages (cf. Sources et supports, en fin de la partie B).

8.1 Contrôles physico-chimiques communs à toute opération de clarification

8.1.1 Limites de qualité

Turbidité (cf. § 27.54)

Méthode néphélométrique à la formazine, en NFU (ou FNU pour « Formazine Nephelometric Unit », NF EN ISO 7027), habituellement pratiquée à la place de l'analyse des MES assez imprécise en eau naturelle. Les unités NTU et NFU sont identiques.

Acrylamide (cf. § 27.2)

Méthode par évaporation à sec et reprise par un solvant polaire, suivies d'une analyse par LC/MS^2 en mode APCi. L'acrylamide est un monomère des polymères floculants à base de polyacrylamide (cf. F-B9) présent essentiellement dans l'eau clarifiée.

8.1.2 Références de qualité

Aluminium total et fer total (cf. § 27.3 et § 27.28)

Méthode par spectrométrie d'absorption atomique (flamme ou four) ou par spectrométrie d'émission avec plasma à couplage inductif ou « ICP » (NF EN ISO 15586 et NF EN ISO 17294-2). Ce contrôle est impératif quand le coagulant utilisé est un sel d'aluminium ou du chlorure ferrique.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Manganèse (cf. § 27.31)

Même méthode que pour Al et Fe. Ce contrôle est souvent fait après la clarification quand l'eau brute contient du manganèse.

Carbone organique total ou COT et oxydabilité au $KMnO_4$ (cf. § 27.14 et § 27.40)

Le COT (et COD) et l'oxydabilité au permanganate de potassium par les méthodes classiques (NF EN 1484, juillet 1997 et NF EN ISO 8467, juillet 1995), permettent d'estimer la teneur en matières organiques oxydables dans les eaux brute et clarifiée.

pH (cf. § 27.43)

Le pH est un paramètre déterminant sur l'efficacité des opérations de clarification, notamment en coagulation.

8.2 Contrôles spécifiques

8.2.1 Pour la coagulation/floculation

Charge des particules colloïdales (cf. F-B2)

Potentiel zêta

Des mesures de potentiel zêta (ζ de quelques dizaines de millivolts) peuvent être envisagées dans le cas d'une coagulation par neutralisation de la charge primaire des colloïdes, à l'aide d'un zêtamètre. Le but est d'évaluer les conditions de coagulation qui conduisent à l'annulation du potentiel.

« Streaming Current Detector » (SCD)

C'est un appareil dont l'application pour le contrôle *in situ* est croissante. Comme pour les mesures du potentiel zêta, la coagulation est considérée optimale quand la valeur du « Streaming Current » tend vers zéro, à condition toutefois que le mécanisme prépondérant soit de type neutralisation de charge. Cette valeur du « Streaming Current » (en mA) porte le même signe que la charge primaire des particules.

Doses de réactifs et pH de coagulation

Pour des réactifs (coagulant et floculant) déterminés, les doses doivent être régulièrement contrôlées et ajustées si nécessaire. En effet, la qualité de l'eau brute peut rapidement évoluer (notamment lors d'une prise d'eau en cours d'eau) et ce poste de réactifs est généralement le plus coûteux. Bien que la dose de coagulant puisse être asservie à certaines mesures en ligne (turbidité,

Copyright © 2015 Dunod.

absorbance UV, SCD), il est très fréquent sur les usines d'avoir recours régulièrement à des tests en floculateur à hélices ou Jar-test (cf. § 9.3.1).

Il ne faut pas oublier qu'un changement de dose de coagulant à base de fer ou d'aluminium peut entraîner des modifications importantes du pH qu'il faudra alors ajuster en fonction.

Jar-test

La méthode du Jar-test est présentée plus loin (cf. § 9.3.1).

8.2.2 Pour la décantation et la flottation

Les méthodes permettant d'évaluer le potentiel de sédimentation (cf. § 10.2.1) et de flottation (cf. § 11.2.1) sont présentées dans les chapitres correspondant à ces opérations.

8.2.3 Pour la filtration

Ammonium (cf. § 27.4)

Méthode au bleu d'indophénol par exemple (NF T90-015-2). Les filtres en profondeur nitrifient l'azote ammoniacal.

Indices de colmatage

« Fouling Index » (FI)

L'indice de colmatage FI est considéré comme l'indicateur le plus classique dans le domaine de la filtration membranaire (équivalant au test SDI, développé par l'ASTM). Il correspond à l'évaluation des phénomènes qui s'opèrent lors de la première phase du colmatage par accumulation dans les pores de la membrane. Son principe est basé sur la mesure de la vitesse à laquelle une membrane (en acétate de cellulose, de 47 mm de diamètre et de 0,45 µm de porosité) se colmate lors d'une filtration continue sous une pression constante de 2,1 bar (30 psi).

Une eau est considérée :

- comme peu colmatante quel que soit le procédé membranaire (MF, UF, NF et OI) quand $0 < FI < 3$;
- peu colmatante en clarification membranaire (MF et UF « lâche ») quand $3 < FI < 6$;
- colmatante à très colmatante quand $6 < FI < 20$ (il faut prétraiter dans ce cas).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

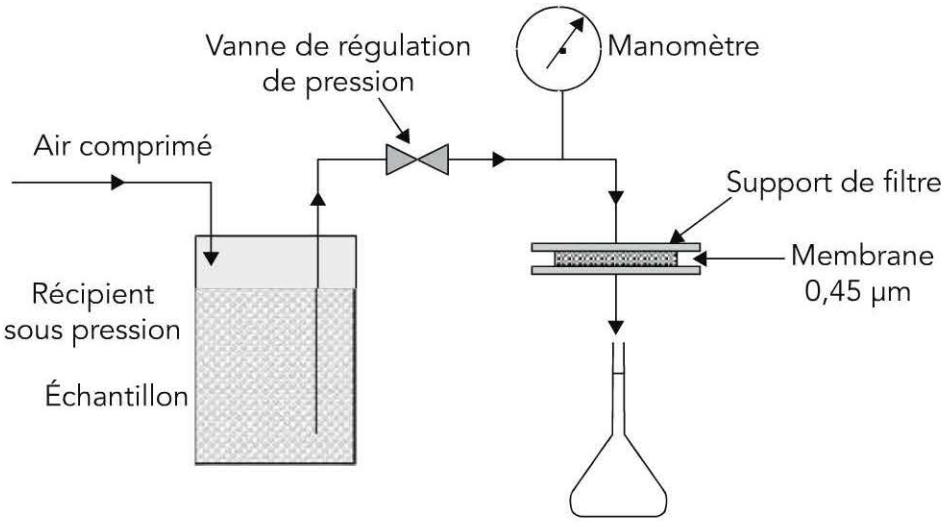


Figure 8.1 Détermination du « Fouling Index » : exemple de schéma de montage.
(Figure extraite de *L'analyse de l'eau*, RODIER *et al.*, 2009, Dunod)

Protocole

• Fixer le filtre humidifié sur son support. Purger l'air puis ajuster et maintenir la pression à 2,1 bar pendant toute la durée du test.

• Mesurer le temps nécessaire (t_1) pour filtrer un volume V d'eau à étudier (le plus souvent 500 mL) sur le filtre propre. Continuer à filtrer pendant un temps T (généralement 15 min), puis mesurer à nouveau le temps (t_2) pour filtrer le même volume V.

• Si le pouvoir encrassant est important, T pourra être plus faible (5 ou 10 min), ainsi que V (100 mL par exemple).

• Le pouvoir encrassant P et l'indice de colmatage FI (en min^{-1}) sont définis par :

$$P = 1 - (t_1/t_2) \qquad FI = 100 \,.\, (P/T)$$

Copyright © 2015 Dunod.

Indice de colmatage modifié ou « Modified Fouling Index » (MFI)

Cet indice est basé sur l'exploitation du modèle de colmatage de type gâteau (cf. F-B31). La détermination consiste à mesurer le volume de filtrat au cours du temps (à pression appliquée constante). Le tracé de t/V (en min/mL) en fonction de V permet d'atteindre la MFI par la pente de la partie droite de ce tracé.

Pour tenter de mieux caractériser des eaux qui contiennent des substances colmatantes susceptibles de passer à travers une membrane de 0,45 µm de porosité, le test est parfois réalisé avec des membranes d'ultrafiltration (UF) présentant un faible seuil de coupure (1 à 10 kDa). Ce test sera parfois noté MFI_{UF}.

Les valeurs de MFI pour les membranes de MF et de UF sont en général comprises entre 100 à 400 s/L^2 et 200 à 800 s/L^2, respectivement.

Autres évaluations du pouvoir colmatant de l'eau

C'est principalement la nature de la matière organique naturelle (MON) dissoute, et non pas toujours sa quantité, qui détermine le pouvoir colmatant par adsorption. On peut retenir les principes généraux suivants :

- plus le SUVA (absorbance $UV_{254\,nm}$/COD) de la MON dissoute est élevé, plus elle est colmatante ;
- les MON dissoutes de masses moléculaires apparentes inférieures à 3,5 kDa sont les plus colmatantes ;
- les MON dissoutes les plus colmatantes contiennent généralement des fortes proportions de polysaccharides, de sucres aminés et de composés polyhydroxyaromatiques (évaluées par pyrolyse GC/MS qui consiste à pyrolyser des extraits solides de MON puis à chromatographier en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse).

En présence de MON dissoutes, plus le pH est extrême et plus le pouvoir colmatant est important (à pH trop faible les MON précipitent et à pH trop élevé il y a un risque de dépôt d'hydroxydes et de carbonates métalliques). Le pouvoir colmatant augmente également avec la teneur en calcium et avec la salinité de l'eau.

Autres contrôles

Les contrôles sur les matériaux granulaires (cf. F-B19) et sur les membranes (cf. F-B27) sont présentés dans les chapitres correspondant à ces opérations.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

9 Coagulation et floculation

La coagulation et la floculation sont deux opérations indissociables et particulièrement primordiales en traitement des eaux de surface. L'objectif est de contribuer à l'élimination de la turbidité, des matières organiques dissoutes (COD), de certains micropolluants minéraux (métaux lourds, fluor, arsenic) ainsi que des micro-organismes à l'aide des étapes de clarification placées en aval.

Dans la pratique du traitement des eaux, le terme de coagulation ou mélange rapide (ou « flash mixing ») est réservé à la phase initiale de l'introduction des réactifs (coagulants, acide ou base) et du mélange avec l'eau brute, pendant quelques dizaines de secondes à quelques minutes. L'introduction de polymères est souvent dénommée « floculation » bien qu'elle soit assistée d'une agitation rapide.

La floculation ou agitation lente correspond à la phase d'agglomération des particules colloïdales permettant le grossissement des flocs, pendant quelques minutes à quelques dizaines de minutes. Cette floculation peut être pratiquée dans les boues du décanteur.

9.1 Réactifs

On distingue trois types de réactifs :

- les sels de métal trivalents à base de $Al^{(III)}$ ou de $Fe^{(III)}$, appelés coagulants ;
- les polymères, appelés en pratique floculants ;
- les acides (CO_2 principalement) et les bases (CaO ou $Ca(OH)_2$ principalement), réactifs d'ajustement du pH.

9.1.1 Coagulants minéraux à base de $Al^{(III)}$ et $Fe^{(III)}$

Les coagulants minéraux utilisés sont à base d'aluminium ou de fer.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les polychlorures d'aluminium, ou PCA (qui sont en fait des polyhydroxychlorosulfates ou polyhydroxychlorosilicates d'aluminium), présentent quelques avantages, parfois décisifs, par rapport au sulfate d'aluminium. Ils sont notamment beaucoup plus efficaces en eau froide et libèrent moins d'acidité (faible chute de pH et moins de chaux à utiliser).

Le chlorure ferrique est particulièrement utilisé pour les eaux contenant des matières organiques dissoutes, de par la possibilité de coaguler à pH légèrement acide (cf. § 9.3).

Différents coagulants

Tableau 9.1 Caractéristiques des principaux coagulants à base de Al^{III} et Fe^{III}.

Coagulants	Aspect	Teneur usuelle (en % massique)	Équivalence en taux de métal pour un taux de traitement de 1 g de réactif par m^3 d'eau
Sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$, 18 H_2O (666,4 g/mol)	Poudre blanche (solubilité : 660 g/L)	≈ 15 % Al_2O_3	≈ 80 mg Al^{III}/m^3 (≈ 0,44 ppm $CaCO_3$)
	Liquide jaune pâle (densité : 1,45)	≈ 7,5 à 8 % Al_2O_3	≈ 40 à 43 mg Al^{III}/m^3 (≈ 0,22 à 0,24 ppm $CaCO_3$)
Polychlorure d'aluminium* (PCA) $Al_n(OH)_mCl_x(SO_4)_y$	Liquide jaune pâle (densité : 1,15 à 1,2)	≈ 8 à 10 % Al_2O_3	≈ 43 à 53 mg Al^{III}/m^3 (≈ 0,24 à 0,29 ppm $CaCO_3$)
Chlorure ferrique $FeCl_3$ (162,2 g/mol)	Liquide brun (densité : 1,45)	41 % $FeCl_3$**	≈ 141 mg Fe^{III}/m^3 (≈ 0,38 ppm $CaCO_3$)

* Pour les coagulants commercialisés, le rapport molaire OH/Al est compris entre 1,5 et 2,5.
** 1 g ou 0,69 mL contient 410 mg $FeCl_3$.

Exemple

Une masse de 1 mg de sulfate d'aluminium en poudre (à 15 % en Al_2O_3) contient 150 µg de Al_2O_3 donc 79,4 µg de Al. Comme 0,2 méq/L = 1 degré français (°f) = 10 ppm $CaCO_3$, une concentration de 79,4 µg/L de Al^{III} correspond à 0,0088 méq/L soit 0,044 °f, soit 0,44 ppm de $CaCO_3$. Pour une dose injectée de 1 g/m^3 de sulfate d'aluminium en poudre, l'abattement de TAC (titre alcalimétrique complet) sera donc de 0,044 °f (= 0,44 ppm $CaCO_3$).

Diminution du pH

Les sels de métal trivalent libèrent de l'acidité lors de leur réaction d'hydrolyse. Le pH du milieu va donc diminuer lors de l'introduction du coagulant et il y aura alors un

Copyright © 2015 Dunod.

risque de coaguler à une valeur trop faible de pH (mauvaise coagulation, flocs trop petits, concentration résiduelle en métal trop élevée). En conséquence et notamment lorsque l'eau à traiter présente une faible alcalinité, il faudra corriger le pH avant (le mieux) ou pendant la coagulation. Cette correction peut être calculée (cf. F-B6).

9.1.2 Floculants ou polymères

Les floculants naturels et les polyacrylamides hydrolysés (anioniques ou chargés négativement) ont été longtemps les seuls floculants autorisés pour la production d'eau potable en France. Depuis 2004, certains polyélectrolytes cationiques sont également agréés.

Les polyacrylamides hydrolysés (PAM) sont généralement de hautes masses moléculaires (supérieures à 10^6 Da) avec une densité de charge (DC) qui peut varier de 10 à 100 % selon la valeur du rapport « m/n » (cf. F-B9). Quelques polysaccharides naturels, comme l'amidon, l'acide alginique et le xanthane peuvent être encore utilisés. Ces derniers sont récemment remis au goût du jour (floculants « verts ») y compris en filtration membranaire, mais sont plus coûteux en utilisation et probablement moins efficace que les PAM en situation de crise.

Tableau 9.2 Floculants autorisés en France pour le traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

Désignation	Description – Préparation	Mise en œuvre
Floculants organiques naturels		
Alginates (polysaccharide anionique)	À partir de l'acide alginique (extrait d'algues marines) MW : 10^4 à 2.10^5 g/mol	Efficace si introduction après des sels ferriques ou des sels d'aluminium
Amidon (polysaccharide anionique)	À partir de végétaux supérieurs (pomme de terre, maïs, riz, blé…) MW > 10^5 g/mol	*idem*
Xanthane (protéine anionique)	À partir de bactéries MW ≈ 10^3 g/mol	*idem*
Floculants organiques de synthèse		
Anioniques	Copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique	La teneur en acrylamide monomère doit être ≤ 500 ppm dans le floculant et ≤ 0,1 µg/L dans l'eau traitée. Des DC de 100, 75, 50, 25 et 10 % molaire correspondent à des DC de 10,6 ; 8,5 ; 6,1 ; 3,3 et 1,4 méq/g. Sont souvent utilisés après du chlorure ferrique ou après du CAP en traitement de finition.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Désignation	Description – Préparation	Mise en œuvre
Floculants organiques de synthèse		
Cationiques	Cyclopolymère de chlorure de diallyldiméthylammonium Copolymère de dimétylamine et épichlorhydrine	Augmentent la durée de vie des filtres après coagulation sur filtre. Risque de sous-produits (NDMA, épichlorhydrine).
Floculant minéral naturel		
Silice activée	Préparée juste avant utilisation par neutralisation partielle de l'alcalinité d'une solution de silicate de sodium avec de l'acide sulfurique	Réactif introduit après le coagulant. Bons résultats obtenus en association avec le sulfate d'aluminium en eau froide.

9.1.3 Autres réactifs

D'autres réactifs sont couramment utilisés en coagulation/floculation, notamment la chaux, l'anhydride carbonique, voire un acide fort. La mise en œuvre de la chaux nécessite tout d'abord la préparation d'un « lait de chaux » (50 à 100 g/L) dans un bac délayeur alimenté par un doseur de chaux en poudre (cf. § 22.3). C'est très souvent le lait de chaux qui est injecté dans le réacteur de coagulation.

9.1.4 Injection des réactifs

Les coagulants et les floculants liquides sont directement injectés à l'aide de pompes volumétriques ou pompes doseuses dont le fonctionnement est asservi au débit de l'eau traitée. Lorsque les réactifs coagulants sont en poudre (assez rare aujourd'hui, même pour le sulfate d'aluminium), une dissolution préalable doit être effectuée dans un bac de préparation alimenté par doseur volumétrique.

9.2 Réacteurs

Bien qu'elles constituent des étapes indissociables, la coagulation et la floculation sont mises en œuvre séparément et consécutivement au laboratoire comme en usine.

En usine de traitement, la coagulation consiste à introduire les réactifs dans l'eau à traiter, sous agitation rapide, et donc à former les pré-flocs. La floculation qui suit a surtout pour but de faire grossir les flocs initiaux, par agitation lente. Ces opérations sont bien évidemment suivies d'une ou plusieurs étapes de clarification.

Copyright © 2015 Dunod.

9.2.1 Réacteurs de coagulation

La dispersion du coagulant doit être très rapide. C'est une des conditions nécessaires pour obtenir une coagulation efficace. Elle doit être pratiquée dans un coagulateur qui peut être un mélangeur rapide où est dispensée une forte énergie par agitation (« flash mixer »). Le coagulant peut être aussi introduit dans la conduite d'eau brute en amont d'un mélangeur statique qui est soit un organe déprimogène spécialement conçu pour favoriser le mélange, soit un accident hydraulique disponible dans les conduites (diaphragme, coude, vanne ou pompe).

Ces réacteurs, quel que soit leur type, doivent être prévus pour résister aux faibles valeurs de pH.

Mélangeur rapide

Les mélangeurs rapides à hélices, cylindriques (en acier) ou cubique (en béton), sont équipés d'une hélice à vitesse de rotation élevée permettant la dispersion du réactif avec un apport important d'énergie (80 à 100 W/m^3 de réacteur). Les coagulants y sont donc injectés avec des temps de contact courts (20 à 120 s) et de forts gradients de vitesse (300 à 900 s^{-1}). Des pompes doseuses assurent l'alimentation en coagulant et en lait de chaux (si nécessaire pour l'ajustement du pH).

Mélangeur statique

Les mélangeurs statiques, organes déprimogènes spécialement conçus pour favoriser le mélange, sont placés directement dans la tuyauterie.

Ce type d'appareils permet de forts gradients de vitesse (2 000 à 30 000 s^{-1}) et de très courts temps de séjour (< 1 s). Les avantages des mélangeurs statiques par rapport aux agitateurs mécaniques sont nombreux : peu d'espace nécessaire, faible coût d'équipement, faible puissance consommée, faible temps de résidence hydraulique, pas de génération de boues, réacteurs facilement interchangeables et nettoyables, facilité de calcul de G, gain parfois significatif de réactifs. Toutefois, leurs performances diminuent avec le débit à traiter.

9.2.2 Réacteurs de floculation

En fait, la floculation commence à intervenir après les quelques dizaines de secondes qui suivent l'injection du réactif dans les coagulateurs. Elle est optimisée ensuite dans le floculateur proprement dit ou dans les boues du décanteur dans le cas d'un décanteur à lit de boues, voire sur le filtre dans le cas d'un « collage » sur filtre en profondeur.

Les floculateurs proprement dits présentent des volumes beaucoup plus importants que les coagulateurs afin de satisfaire 15 à 30 minutes de temps de séjour

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

hydraulique (10 minutes ou moins pour certains floculateurs couplés à des décanteurs à grande vitesse). L'agitation y est obtenue soit par le mouvement de l'eau traversant des chicanes ou des plaques perforées, soit par un agitateur à pales tournantes entraîné par un moteur à agitation lente. Les vitesses périphériques des pales d'agitation ne doivent pas dépasser 0,4 m/s pour un floc d'hydroxyde métallique. Des floculateurs « à piston » ont été récemment conçues avec l'apparition des décanteurs à grande vitesse.

Comme dans le cas des mélangeurs rapides, les matériaux constituant les floculateurs doivent résister à la corrosion acide.

Enfin, il importe de veiller à ne pas briser le floc lors de son transfert du floculateur à la zone de décantation.

9.2.3 Gradients de vitesse

Les gradients de vitesse de coagulation et de floculation peuvent être calculés (cf. § 7.2.5 et F-B10). Les valeurs de G pour une coagulation avec agitateur à hélices sont généralement comprises entre 300 et 900 s^{-1} et celles du produit $G.t$ sont de l'ordre de 20 000 (avec t en secondes).

Le gradient de vitesse de floculation est généralement beaucoup plus faible qu'en coagulation, compris entre 10 et 100 s^{-1} dans un floculateur agité et encore plus faible pour un lit de boues fluidisé (quelques s^{-1}). Les floculateurs couplés à des décanteurs à floc lesté présentent par contre des gradients de vitesse qui peuvent atteindre 700 s^{-1}.

9.3 Conditions d'une bonne coagulation/floculation

Dans le cas du traitement des eaux de surface, la coagulation et la floculation sont pratiquement toujours utilisées et ce sont des opérations déterminantes sur l'efficacité de la clarification dans son ensemble, donc sur la qualité des eaux traitées. La coagulation doit être fréquemment optimisée (dose de coagulant et pH de coagulation). En effet, bien que le coût du coagulant représente une part importante des frais d'exploitation, le rapport « gain de qualité/coût » de cette opération est toujours le meilleur par rapport aux autres opérations, comme par exemple les traitements d'affinage (ozonation/CAG, CAP/séparation liquide-solide).

Copyright © 2015 Dunod.

9.3.1 Choix des réactifs, de leurs doses et du pH de coagulation

Choix du coagulant

Le coagulant est de préférence choisi suite à des d'essais (cf. ci-dessous). Ces essais doivent être guidés par les connaissances acquises et habituellement vérifiées en usine :

- le chlorure ferrique est plutôt utilisé pour les eaux peu minéralisées, riches en matière organique naturelle dissoute (eau douce de cours d'eau et eau de retenue) ;
- le sulfate d'aluminium et les polychlorures d'aluminium (PCA) sont plutôt utilisés pour des eaux minéralisées, peu chargées en matières organiques (eau de cours d'eau) avec une préférence pour les PCA en eau froide.

Choix de la dose et du pH

Les variables permettant d'agir sur le processus de coagulation pour obtenir le meilleur résultat possible sont pour un coagulant donné, sa dose, le pH de coagulation, ainsi que secondairement les conditions d'agitation (gradient de vitesse et durée d'agitation). Cependant, la complexité du système est telle que les bases théoriques de la coagulation/floculation ne permettent pas à elles seules de préciser les conditions optimales de traitement pour une eau donnée. Il faut toujours avoir recours à l'expérience dite du « floculateur à hélices » ou « Jar-test ».

Appareillage et méthode du « Jar-test »

L'appareillage utilisé est généralement constitué d'un agitateur à hélices multipostes (4 ou 6 postes), muni d'un variateur de vitesse et d'un compte-tours. À chaque poste est disposé un bécher d'un volume d'un litre. Chaque bécher est rempli du même volume d'eau, puis trois principales opérations sont réalisées :

- *1re étape* : introduction du coagulant sous agitation rapide (100 à 200 tr/min) pendant 2 à 3 minutes (temps qui peut être parfois plus long) et ajustement éventuel du pH (si possible avant l'introduction du coagulant). C'est la phase de coagulation ;
- *2e étape* : agitation lente (20 à 40 tr/min) pendant 10 à 20 minutes. C'est la phase de grossissement des flocs ou floculation ;
- *3e étape* : décantation pendant 10 à 60 minutes, selon le type de décanteur utilisé ;
- *entre la 1re et la 2e étape*, il peut être testé l'introduction d'un réactif floculant (ou d'un charbon actif en poudre) à la fin de la phase de coagulation, toujours sous agitation rapide très courte.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

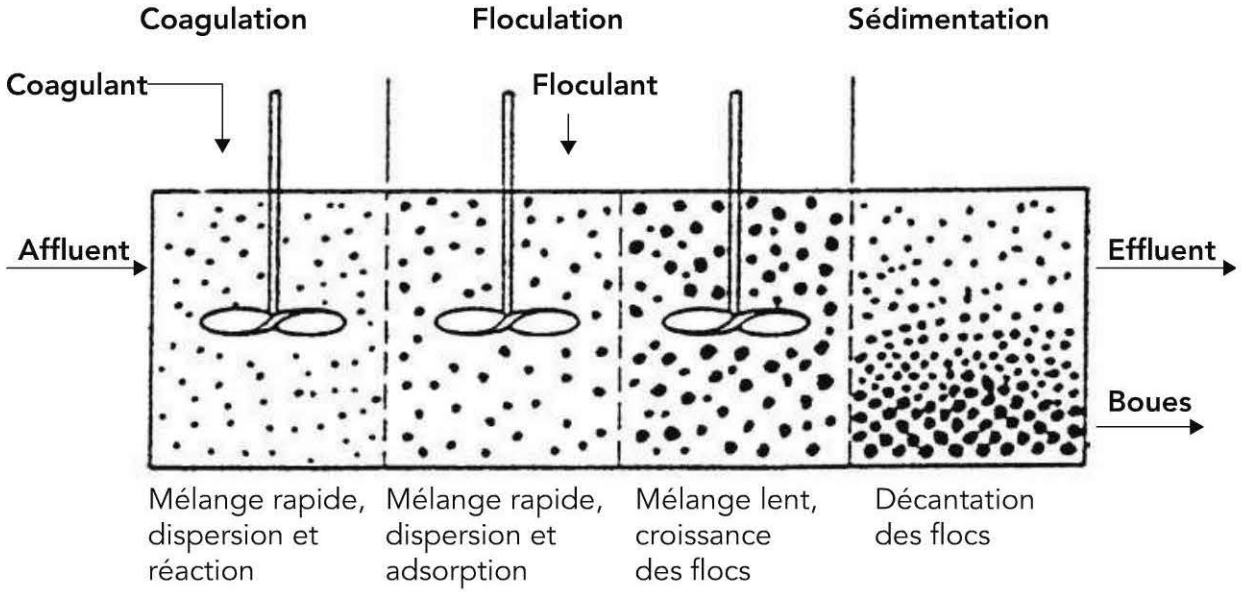


Figure 9.1 Schématisation de la séquence des opérations de l'expérience « Jar-test ».

Une appréciation notée doit être attribuée à chaque bécher en tenant compte de la taille des flocs et de leur vitesse de décantation. Une mesure de potentiel ζ (ou du « streaming current ») peut être réalisée pendant l'étape de coagulation (cf. F-B2).

En fin d'expérience, les prélèvements d'eau décantée doivent être réalisés à la même profondeur dans chaque bécher, par exemple avec un tube en S dont l'extrémité dans l'eau est orientée vers la surface de façon à ne pas prélever les boues décantées. Plusieurs contrôles analytiques peuvent être alors effectués sur les prélèvements d'eau décantée et parfois d'eau filtrée (cf. § 8.1).

Objectifs recherchés

Les objectifs principaux de l'expérience de « Jar-test » sont très fréquemment de deux ordres, et ce pour un paramètre donné de qualité (turbidité, MES, COD, métaux) :

- déterminer la dose optimale de coagulant (et de floculant) ;
- déterminer la zone optimale de pH de coagulation.

Il est souhaitable de commencer l'expérience du « Jar-test » par un essai à dose constante (par exemple à 1 mg de Al par mg COD ou 2 mg de Fe par mg de COD) et à différents pH. Dans une seconde expérience, à pH optimal, la dose plus précise de coagulant est ensuite déterminée.

Copyright © 2015 Dunod.

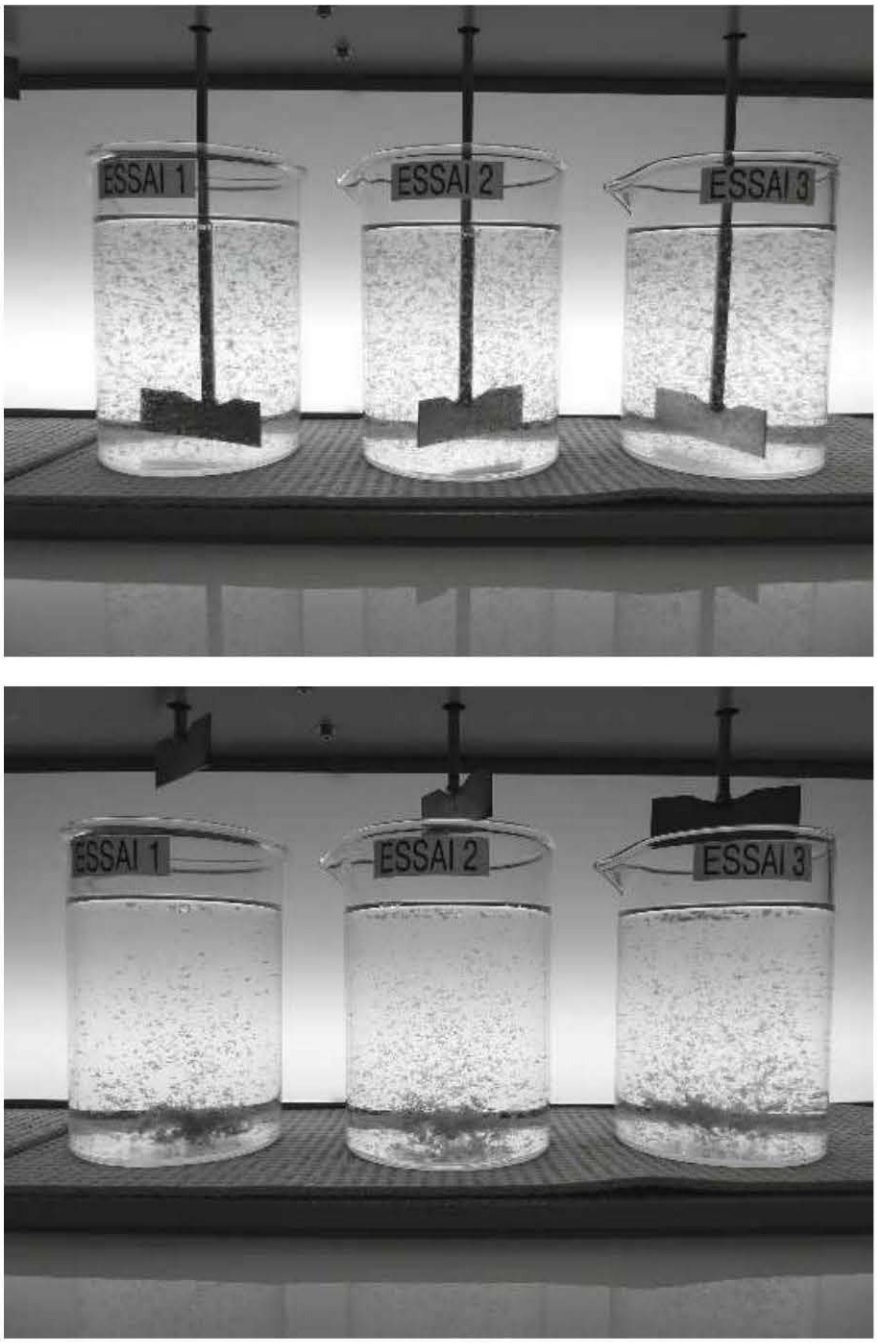


Figure 9.2 Expérience de Jar-test en cours de réalisation sur une eau de surface traitée au $FeCl_3$: pendant la floculation (haut) et pendant la décantation (bas).
(Illustrations fournies par IANESCO Poitiers)

Remarque

L'idéal est de réaliser un topogramme (au minimum 6 doses *vs* 6 pH, soit 6 expériences pour un appareil à 6 postes) avec une détermination des zones optimales pour le (ou les) meilleur(s) rendement(s).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

En routine d'usine, il n'est souvent pratiqué qu'un seul essai de dose, soit à pH libre (notamment quand l'eau brute est fortement minéralisée et que l'acidification n'est pas envisageable techniquement ou financièrement), soit à un pH fixé (déjà connu ou souhaité).

Les conditions optimales : souvent un compromis

Les conditions optimales ne sont pas toujours les mêmes pour chaque objectif recherché. Par exemple, les conditions les plus efficaces pour la décoloration et l'abattement du COT pourront être différentes de celles qui conduisent à la meilleure élimination des colloïdes, du manganèse ou des métaux lourds. De plus, l'exploitant est dépendant des possibilités techniques disponibles sur les usines ; la régulation de pH, par exemple, n'est pas toujours possible, ainsi que la coagulation à pH acide.

La dose de coagulant n'est pas proportionnelle à la turbidité de l'eau brute quand la coagulation est pratiquée à pH neutre ou légèrement basique (pH 7 à 8), alors qu'elle l'est à pH légèrement acide (pH 5 à 6). Cette dose de coagulant est toujours proportionnelle à la teneur en matière organique naturelle dans l'eau brute, quel que soit le pH de coagulation.

Le pH optimal de coagulation/floculation constitue généralement un compromis entre le pH réellement optimum pour l'objectif recherché et le pH correspondant au minimum de solubilité de l'hydroxyde métallique considéré (cf. F-B5).

9.3.2 Performances à attendre

Les performances de la coagulation/floculation ne sont mesurables qu'après clarification. Elles dépendent de la nature de l'eau, du choix de coagulant, des conditions de coagulation et, bien sûr, de l'objectif recherché en priorité.

Sur eau minéralisée (TAC > ≈ 15 °f) peu chargée en matières organiques dissoutes

Avec le sulfate d'aluminium (SA)

Le SA est le coagulant historiquement le plus utilisé, aujourd'hui pour les eaux brutes courantes peu chargées en matières organiques et relativement minéralisées. Dans ce cas, l'objectif recherché est, avant tout, une turbidité la plus faible possible après décantation ou flottation. Pour ce type d'eau, l'exploitant n'a pas toujours la possibilité de réguler le pH. La coagulation/floculation se fait donc souvent à pH libre.

Une faible dose de coagulant (quelques dizaines de mg/L de SA) est souvent suffisante pour atteindre l'objectif recherché en turbidité. Toutefois si l'eau contient également des matières organiques et si le pH ne peut pas être contrôlé,

Copyright © 2015 Dunod.

cette dose doit être augmentée ce qui conduit à un léger abaissement du pH et à une élimination plus raisonnable des matières organiques avec un risque important de non-conformité sur l'aluminium dans les eaux distribuées.

Avec les polychlorures d'aluminium (PCA)

Les PCA offrent une solution intéressante de remplacement du SA, car ils génèrent moins d'aluminium résiduel soluble, tout en occasionnant une baisse moins importante du pH et des flocs plus volumineux et ce pour des doses parfois plus faibles que le SA (en unité comparable, par exemple en mg Al/L). Un autre avantage des PCA est la coagulation en eau froide qui est nettement plus rapide qu'avec le SA.

Avec le chlorure ferrique (CF)

Le chlorure ferrique (CF) est parfois utilisé pour ce type d'eau, quand il est recherché également un abattement de la matière organique dissoute ou quand les problèmes de résiduel d'aluminium ne trouvent pas d'autres solutions. Il est alors souvent nécessaire d'acidifier (avec un acide fort ou de l'anhydride carbonique) pour mieux éliminer les matières organiques.

Sur eau riche en matières organiques dissoutes, généralement peu minéralisée

Les Agences régionales de santé ainsi que les exploitants des usines sont devenus très vigilants sur les teneurs en matières organiques dissoutes (MOD) dans les eaux traitées, même si le paramètre COT (ou COD dans ce cas) n'est qu'une « référence de qualité » (2 mg/L).

En effet, les MOD (principalement d'origine naturelle) sont à l'origine de nombreux problèmes, notamment la formation de sous-produits de désinfection, le colmatage des membranes et la formation de biofilms dans les réseaux. Il faut donc éliminer ces MOD. Le meilleur rapport « efficacité/coût » sur ce paramètre est indéniablement obtenu au niveau de la clarification, à condition que la coagulation ait été optimisée avec cet objectif.

Doses et pH optimaux pour éliminer le COD ou COT

Les doses (cf. F-B7) et pH optimaux dans ce cas sont généralement :

- de 2 mg de fer par mg de COT (2 mg de Fe correspondent à 14,2 mg de solution technique de $FeCl_3$ à 41 % massique) et pH 5,5 ;
- de 1 mg d'aluminium par mg de COT (1 mg de Al correspond à 23,2 mg de solution technique de sulfate d'aluminium ou de PAC à 8 % Al_2O_3 massique) et pH 6,2.

La meilleure élimination du COT est obtenue à pH 5,5, voire moins (cf. F-B7). Bien évidemment le risque d'une fuite d'aluminium est trop grand à ces valeurs

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

de pH, notamment à cause de la solubilité de $Al(OH)_3$ (cf. F-B5). C'est pourquoi le chlorure ferrique est toujours préféré aux sels d'aluminium quand il est nécessaire de coaguler à ces valeurs faibles du pH.

Abattements obtenus en COT (et COD)

Après coagulation, floculation et décantation à ces doses et pH, l'abattement de COT est généralement compris entre 50 et 80 % selon la nature des eaux, leur teneur initiale en COT et le coagulant choisi. L'utilisation du chlorure ferrique à pH 5,5 permet de « gagner » en moyenne 15 % supplémentaires (65 à 80 % d'abattement) par rapport aux sels d'aluminium à pH 6 à 7 (50 à 70 %).

Avant d'appliquer ces doses et ces pH, il est recommandé, d'une part, de toujours faire plusieurs essais « Jar-tests » (cf. § 9.3.1) si possible à différentes périodes de l'année, et d'autre part, de s'assurer que les ouvrages peuvent résister à ces faibles valeurs du pH (parement anti-acide).

Remarques

• Le rapport 2 entre les doses optimales de Fe et celles de Al s'explique par le fait que l'atome d'aluminium (Al = 27 g/mol) présente une masse deux fois plus faible que l'atome de fer (Fe = 56 g/mol).

• C'est la valeur du pH possible et non le type de coagulant qui détermine l'efficacité. En général, l'utilisation du chlorure ferrique au même pH qu'un sel d'aluminium ne donne pas de meilleur résultat sur le COT (et COD).

• Il y a peu de différences dans les rendements d'élimination du COT (et COD) entre le sulfate d'aluminium et les polychlorures d'aluminium.

• Dans le cas des eaux peu minéralisées (ce qui est souvent le cas des eaux riches en COT), le pH diminue suffisamment par le seul ajout de coagulant, sans avoir besoin d'injecter un autre acide (acide fort ou CO_2). Une injection de chaux (voire une pré-reminéralisation) est très souvent indispensable.

• Dans le cas des eaux de retenue, la dose optimale de chlorure ferrique peut atteindre 3 mg Fe/mg COD.

• Des tentatives de double coagulation (chlorure ferrique et PCA) ont été menées sur certaines usines. Un mélange 25/75 Al/Fe apparaît le plus efficace à pH proche de 6. L'ordre d'introduction des réactifs est important et semble dépendre du type d'eau à traiter.

• L'élimination du COT (et COD) entraîne *ipso facto* une diminution du potentiel de formation de trihalométhanes plus importante. À un abattement de 60 à 80 % du COD correspond une diminution de 75 à 90 % de ce potentiel.

Copyright © 2015 Dunod.

• La dose de coagulant est directement proportionnelle à la teneur en COT (ou à l'indice permanganate), lui-même fonction souvent linéaire de l'absorbance UV (à 254 nm) pour une eau donnée (absorbance UV à 254 nm en m^{-1} = 2 fois l'indice $KMnO_4$ en mg/L). Il est donc possible d'asservir la dose de coagulant à une mesure en ligne de l'absorbance UV.

• Le chlorure ferrique est préféré aux sels d'aluminium pour éliminer les algues. En période de bloom algal pour une eau de barrage contenant 20 à 30.10^6 algues/L, la coagulation/floculation par le sulfate d'aluminium et par le chlorure ferrique conduit à un abattement d'environ 1 log et 2 log respectivement.

• Certains micropolluants peuvent être éliminés partiellement par précipitation ou adsorption sur les flocs. C'est le cas des métaux lourds, du phosphore, du fluor, du bore, de certains pesticides (abattement de 10 à 30 %, sauf pour le glyphosate et l'AMPA : environ 80 et 50 % respectivement) et des principaux perturbateurs endocriniens (environ 20 %).

Utilisation de floculants

L'ajout d'un second réactif de type floculant naturel ou (le plus souvent) de synthèse est très pratiqué, voire indispensable avec les récentes technologies de décanteurs à grande vitesse. Ce réactif est ajouté à la fin du mélange rapide (donc après le premier réactif coagulant et l'ajustement de pH) à très faibles doses (comparées aux doses de coagulants minéraux).

Ce peut être de l'amidon (à quelques dixièmes de g/m^3) ou, plus souvent, un polyélectrolyte anionique de type polyacrylamide hydrolysé. Dans ce dernier cas, les doses pratiquées sont :

- de 0,05 à 0,1 g/m^3 pour un décanteur à massif de boues ;
- de 0,2 à 0,8 g/m^3 pour un décanteur à grande vitesse.

Un contrôle dans l'eau traitée du monomère acrylamide est nécessaire (limite de qualité, à 0,1 µg/L, analyse compliquée). En sortie de décanteur à grande vitesse, les valeurs observées en acrylamide sont de l'ordre de 0,02 à 0,04 µg/L.

Production de boues

La quantité de boues formées dépend évidemment du type d'eau à traiter et du coagulant choisi. Quelques formules pseudo-empiriques sont données par les constructeurs pour la coagulation/floculation des eaux de surface en vue de la production d'eau potable.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

$$P = MES + A \,.\, H_{az} + k \,.\, D + Y$$

P : production de boues (mg de matières sèches par litre d'eau traitée)

MES : matières en suspension (mg/L)

$A \approx 0{,}07$

H_{az} : couleur en unités Hazen

k : coefficient dépendant du coagulant (mg MES formées / mg de coagulant technique)

D : dose de coagulant (mg/L)

Y : autres réactifs solides ajoutés (mg/L) (exemple : charbon actif en poudre)

Remarque

La valeur de *k* doit être calculée dans chaque cas. Elle dépend du coagulant et de sa teneur en Al_2O_3 ou en $FeCl_3$. Pour les coagulants à base d'aluminium, *k* est généralement compris entre 0,23 mg/mg (sulfate d'aluminium en poudre à 15 %) et 0,11 mg/mg (solution technique de sulfate d'aluminium à 7,5 %). Pour le chlorure ferrique (solution technique à 41 %), *k* est de l'ordre de 0,27 mg/mg.

9.4 Comment maîtriser les dysfonctionnements ?

Les principaux dysfonctionnements observés lors de l'étape de coagulation/floculation sont :

- des flocs trop petits et/ou peu denses ;
- des teneurs résiduelles en fer ou aluminium dissous trop élevées, même après filtration ;
- une mauvaise élimination de la matière organique dissoute (MOD).

9.4.1 Flocs trop petits et/ou trop légers

Lorsque les flocs sont trop petits et/ou trop légers, il faut alors souvent ajuster la dose et le pH de coagulation. Une autre cause possible est une mauvaise agitation lente et/ou un passage de l'eau floculée vers l'ouvrage suivant qui « casse » les flocs. Une étude approfondie (hydraulique, calcul de *G*) est alors nécessaire. Un ajout de floculant ou le changement de coagulant (en passant au PCA) sont souvent les solutions (de facilité) adoptées. En eau froide, par exemple, la cinétique d'hydrolyse de l'aluminium et celle de floculation sont plus lentes. De nombreuses usines alternent alors sulfate d'aluminium (en saison chaude) et PCA (en saison froide).

Pour une eau de barrage, l'idéal est d'installer un flottateur, car une cause fréquente de la légèreté des flocs est la faible turbidité et la présence d'algues dans l'eau brute.

Copyright © 2015 Dunod.

9.4.2 Fuite en coagulant

Pour ce qui concerne la fuite en coagulant, lorsque la coagulation est pratiquée au sulfate d'aluminium à pH libre (cas fréquent des eaux de rivière peu chargées en matière organique et relativement minéralisées), le dysfonctionnement classiquement observé est une solubilisation partielle de l'aluminium à cause d'un pH de coagulation non adapté (trop élevé ou trop faible). Un réajustement de pH ou plus simplement le passage au PCA sont des solutions efficaces.

Pour les eaux contenant des matières organiques dissoutes, une autre cause de solubilisation de l'aluminium ou du fer est la formation de complexes organo-métalliques solubles avec ces matières organiques, parfois à cause d'un sous-dosage en coagulant. Ces complexes solubles ne sont ni décantés, ni filtrés, et peuvent donc être à la cause de fuites importantes d'aluminium ou de fer qui peuvent ensuite précipiter lentement dans le réseau. Ce dysfonctionnement est souvent la conséquence de la tendance à diminuer la dose appliquée pour des raisons d'économie.

Un réajustement de la dose est bien évidemment une solution. Une augmentation du pH avant les filtres peut être également une solution tout en créant d'autres inconvénients potentiels (par exemple : formation de bromates lors d'une étape postérieure d'ozonation).

9.4.3 Mauvaise élimination du COT (et COD)

Une mauvaise élimination des COT peut toujours être améliorée en diminuant le pH de coagulation (vers pH 6,2 pour l'aluminium), si possible en passant au chlorure ferrique qui donne une plus grande latitude (pH 5,5, voire moins) grâce à la solubilité plus faible du fer ferrique. Il faut bien sûr que les possibilités de l'usine le permettent (acidification éventuelle à installer, résistance des bétons, etc.), des modifications pouvant être envisagées (exemple : parement anti-acide des ouvrages).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

10 Décantation

La décantation gravitaire tient une place primordiale dans les filières de traitement d'eaux de surface pour la production d'eau potable. Elle est toujours précédée de la double opération de coagulation/floculation et toujours suivie d'une filtration. La décantation est parfois remplacée par la flottation.

10.1 Décanteurs

Les décanteurs parfaits tels que décrits en théorie, comme le bassin idéal de Hazen par exemple (cf. § 7.3), n'existent pas dans la pratique. Toutefois, il est possible de tendre vers les prédictions théoriques à condition de s'assurer, autant que possible, que la circulation de l'eau est en régime laminaire et que les ouvrages sont protégés des turbulences extérieures.

10.1.1 Décanteurs statiques

Les décanteurs dits « statiques » sont des décanteurs où les boues ne sont pas utilisées pour optimiser la floculation. Autrement dit, il n'y a pas de zone de floculation à l'intérieur de l'ouvrage.

Décanteurs rectangulaires conventionnels

Les décanteurs à flux horizontal de type Hazen ont été longtemps utilisés en production d'eau potable pour des grands débits, sous le nom de « décanteur couloir » (souvent superposés pour gagner en surface occupée au sol) avec une vitesse ascensionnelle v_0 de 0,5 à 1 m/h. Dans ce cas, ils étaient précédés d'une coagulation et d'une floculation conventionnelles.

Aujourd'hui, ces décanteurs ne sont plus construits pour le traitement de l'eau potable, sauf pour le débourbage des eaux de rivière.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Décanteurs lamellaires stricts

Les décanteurs lamellaires stricts sont rarement utilisés en production d'eau potable. On peut citer, pour mémoire, les brevets initiaux des tubes SETTLERS® et le séparateur lamellaire de AXEL JONHSON Inc.® qui acceptent des vitesses au miroir de 5 à 6 m/h. Quelques ouvrages de technologie française (notamment le décanteur à contre-courant SEDIPAC®) peuvent être utilisés en débourbage des eaux de rivière avec une vitesse au miroir de 12 m/h.

Décanteurs rectangulaires équipés de lamelles

L'introduction de lamelles dans les décanteurs rectangulaires conventionnels à flux horizontal ou à flux vertical a été expérimentée depuis les années 1970-1980. Elle est aujourd'hui pratiquée couramment, avec pour objectif principal de diminuer la surface au sol des décanteurs conventionnels ou encore d'augmenter leur débit. C'est ainsi que sont apparus sur le marché des technologies de décanteurs statiques rectangulaires équipés de lamelles (par exemple : SEDIPAC®, CLARIFLO®, MULTIFLO™). Cette démarche s'est également étendue aux décanteurs à contact de boues.

Les lamelles sont appelées « plaques » (dans le cas de lamelles rectangulaires disposées parallèlement dans le décanteur) ou « modules » disponibles sous forme de « pack » de différentes conformations.

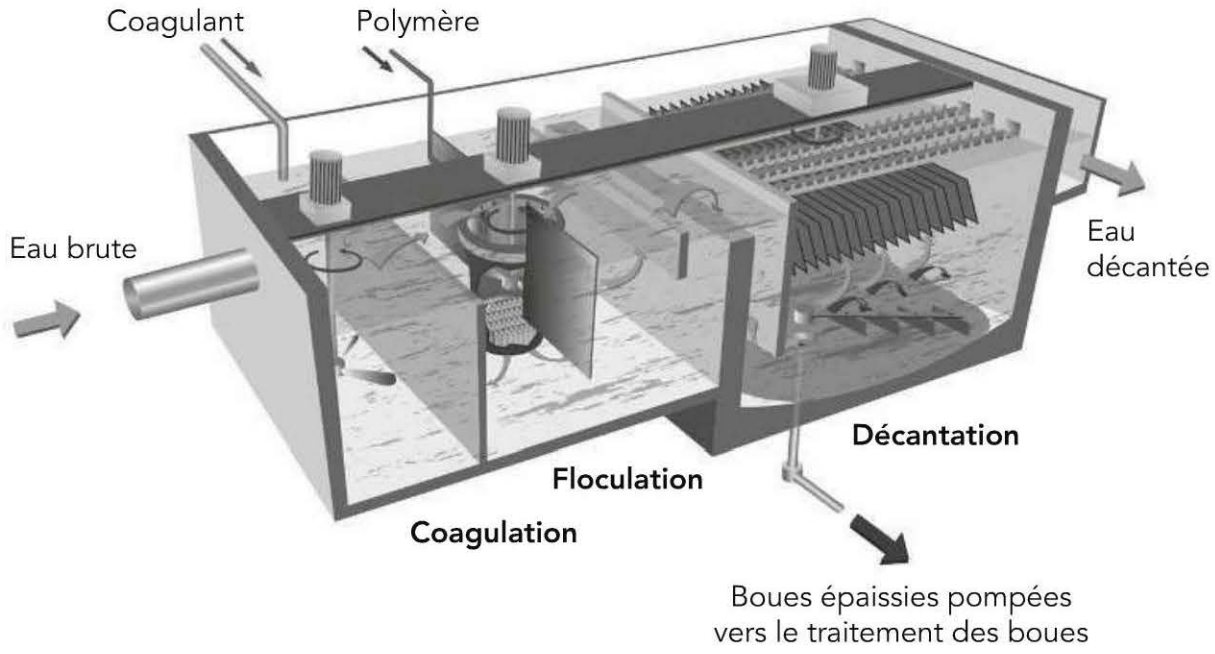


Figure 10.1 MULTIFLO™.
Décanteur lamellaire pouvant fonctionner selon diverses configurations (sans réactifs pour eau chargée d'alluvions, avec réactifs fonctionnant avec et sans lit de boues). Les vitesses au miroir varient de 10 à 20 m/h. Ces décanteurs sont pourvus d'un Turbomix dans la cuve de floculation, réduisant ainsi d'environ 30 % le temps de contact. (Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Copyright © 2015 Dunod.

Bases de dimensionnement

Les décanteurs rectangulaires équipés de lamelles présentent des hauteurs de décantation de l'ordre de 3,5 à 4,5 m, la base des lamelles se situant à environ 2 m au-dessous de la ligne d'eau.

L'équation théorique de la vitesse ascensionnelle (corrigée de la turbulence) entre chaque plaque est bien établie (cf. F-B14). Les ouvrages techniques des constructeurs présentent plusieurs formulations assez similaires. Pour un flux incliné à contre-courant, on peut trouver, par exemple :

$$v_0 = q_V / [(N_\ell - 1) \,.\, W \,.\, (L \,.\, \cos \alpha + e_\ell \,.\, \sin \alpha)]$$

v_0 : vitesse ascensionnelle (m/h)
q_V : débit total d'alimentation du décanteur (m³/h)
N_ℓ : nombre de plaques (ou de rangées de modules)
α : angle d'inclinaison par rapport à l'horizontale (en degrés)
L : longueur de plaque ou de module (m)
W : largeur de plaque ou de rangée de modules (m)
e_ℓ : espace inter-lamellaire ou diamètre hydraulique de module (m)

Remarque

Certains ouvrages techniques donnent l'expression de la longueur utile de décantation L_D pour chaque lamelle :

$$L_D = e_\ell \,.\, [(S_c / \cos \alpha \,.\, \sin \alpha) \,.\, (v_0 / v_S) - \text{tg } \alpha]$$

L_D : longueur utile de décantation (m)

e_ℓ : espace inter-lamellaire (m)

α : angle d'inclinaison par rapport à l'horizontale (en degrés)

v_0 : vitesse ascensionnelle entre chaque lamelle ou module (m/h)

v_S : vitesse de sédimentation de la particule à décanter (m/h)

S_c = 6 (pour des plaques), 4/3 (modules hexagonaux et circulaires), 11/8 (modules carrés)

Plaques ou modules

Les plaques (ou les modules) sont généralement disposées sur toute la surface de décantation en mode contre-courant. Leur nombre N_ℓ dépend bien évidemment des dimensions du décanteur et de l'espace inter-lamellaire e_ℓ ou du diamètre hydraulique équivalent d_H.

Copyright © 2015 Dunod.

Le diamètre hydraulique équivalent d_H est compris entre 40 et 80 mm. L'angle d'inclinaison α est généralement de 60°. La longueur de module L est comprise entre 0,75 et 1,5 m. Les modules sont généralement en PEHD.

En traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable, ce sont les plaques et les modules hexagonaux avec un diamètre hydraulique de 50 mm qui sont les plus utilisés.

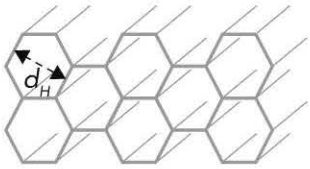


Figure 10.2 Faisceaux lamellaires en modules hexagonaux.

Vitesse au miroir et surface horizontale

La vitesse au miroir (v_{miroir}) d'un décanteur lamellaire est le rapport du débit total q_V à la surface horizontale de la zone de décantation. Ce paramètre est toujours donné dans la fiche technique d'un décanteur lamellaire, contrairement à la vitesse ascensionnelle réelle entre chaque lamelle ou dans chaque module. La vitesse au miroir permet soit d'évaluer la surface au sol, appelée aussi surface horizontale S_H de la zone de décantation, soit d'évaluer le débit total moyen q_V du décanteur. C'est donc un paramètre très pratique servant aussi à comparer les performances des décanteurs lamellaires entre eux et avec les autres types de décanteurs.

Remarques

• Le rapport de la vitesse ascensionnelle à la vitesse au miroir v_0/v_{miroir} est parfois exprimé par certains constructeurs. En fait, il représente aussi le rapport de la surface horizontale à la surface réelle de décantation. Dans le cas de décanteurs lamellaires à plaques, les valeurs de ce rapport dépendent de l'espace inter-lamellaire (1/16,2 pour e_ℓ = 4 cm et 1/8,1 pour e_ℓ = 8 cm). Pour des décanteurs lamellaires équipés de modules, les valeurs dépendent de la forme de ces modules (par exemple de 1/6,4 pour des tubes à 1/10,8 pour des hexagones).

• Notons que les valeurs du rapport v_0/v_{miroir} tenant compte de la correction théorique de longueur de lamelle (cf. F-B14) sont moins favorables (environ 20 % en moins au dénominateur).

10.1.2 Décanteurs à contact de boues

La floculation et la décantation sont intégrées dans le même ouvrage, pour ce type de décanteur (cf. F-B15). Un gradient de vitesse minimal est nécessaire

Copyright © 2015 Dunod.

dans la zone de boues qui fait office de floculateur. Il faut donc faire subir au lit de boues une agitation hydraulique (par exemple par fluidisation) ou mécanique, sans « casser » les flocs et sans créer de zones de tassement ou d'accumulation des boues.

Les paramètres de dimensionnement sont fondamentalement les mêmes que ceux des décanteurs conventionnels à flux vertical ou horizontal, sauf pour la vitesse ascensionnelle, qui est nettement plus importante, soit de 2 à 4 m/h (décanteur sans lamelles), ou une vitesse au miroir pouvant atteindre 10 m/h (décanteur avec lamelles ou modules).

Les décanteurs à lit de boues fluidisé

Le principe est de distribuer uniformément l'eau coagulée sur toute la surface du fond d'un appareil à radier plat, à travers le lit de boues, en évitant son entraînement avec l'eau décantée. Le type même de décanteur à lit de boues fluidisé est la technologie dite du PULSATOR®, une des plus répandues au monde. Dans cette technologie les pulsations verticales appliquées sur le lit de boues, par le remplissage et la chasse successives d'une cloche, évitent toute accumulation de boues et chemins préférentiels de l'eau tout en améliorant le gradient de vitesse de la floculation.

Le bassin est généralement rectangulaire et sa profondeur est de l'ordre de 4 à 5 m. La vitesse ascensionnelle est généralement comprise entre 2 et 4 m/h et peut être doublée (au miroir) dans les configurations avec lamelles. Les goulottes d'eau décantée sont disposées environ tous les 3 m et les tranquilisateurs, chaque mètre. L'extraction des boues peut se faire sur les côtés du fond mais aussi au centre. Le remplissage de la cloche est réalisé en 30 à 40 s et la chasse en 7 à 15 s. Le niveau haut de l'eau dans la cloche est de 1 m.

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Des lamelles peuvent être installées dans la zone de décantation ou dans la zone de boues ou encore dans les deux zones (de pentes inversées dans cette dernière configuration). Dans le premier cas, ce sont plutôt des modules hexagonaux (généralement avec d_H 50) qui ont le même rôle que dans un décanteur statique à flux horizontal équipé de lamelles. Dans le second cas, ce sont des lamelles (inclinaison 60°) qui servent de mélangeur et évitent les tassements de boues.

• Les PULSATOR® équipés de modules hexagonaux dans la zone de décantation sont appelés PULSATOR T® ou PULSATUBE™, ceux équipés de lamelles dans la zone de boues PULSATOR S® ou SUPER PULSATOR®, et ceux équipés de modules et de lamelles dans les deux zones PULSATOR U® ou ULTRA PULSATOR®.

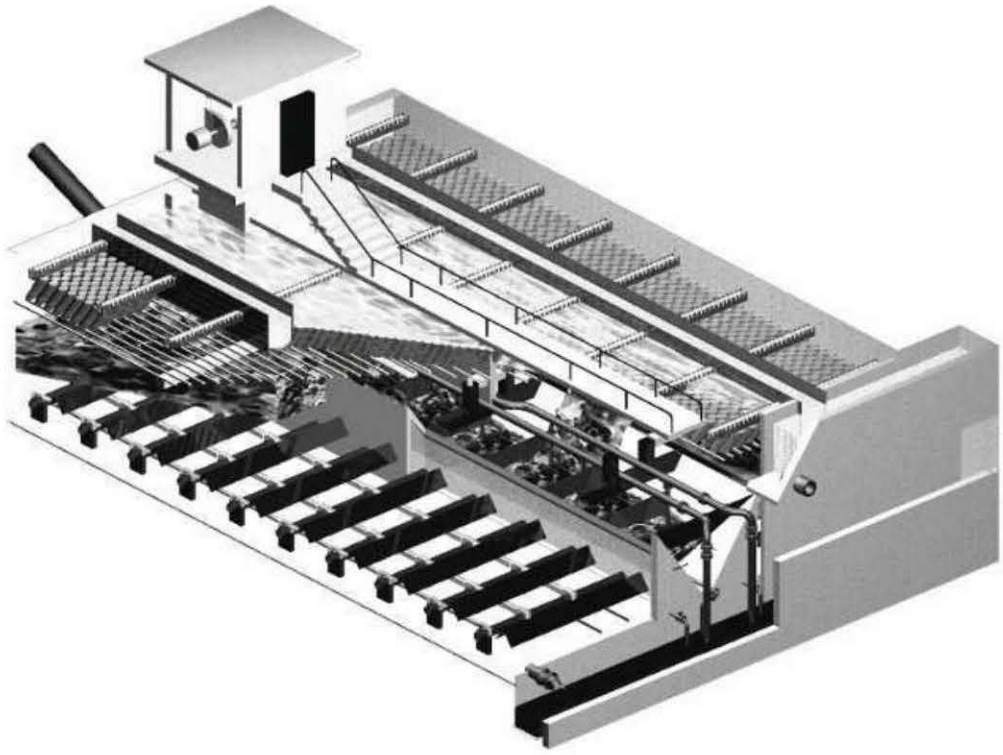


Figure 10.3 PULSATUBE™.
Décanteur combinant les avantages de la décantation à contact de boue, de la pulsation d'un lit de boues et de la décantation lamellaire. Sa conception particulière permet de garantir une qualité parfaite de l'eau décantée, quelles que soient les variations de qualité et de débit d'eau brute.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

Les décanteurs à recirculation de boues

Les décanteurs à recirculation de boues (c'est-à-dire utilisant uniquement ce principe) sont rarement utilisés en production d'eau potable, sauf parfois dans le cas de la décarbonatation par la chaux (cf. § 22.3.4). Toutefois, la recirculation de la boue fait partie des technologies mises en œuvre dans les décanteurs à flocs lestés et dans les décanteurs à grande vitesse (cf. ci-dessous).

Les décanteurs à flocs lestés

Le « lest » est généralement obtenu par ajout de microsable (densité 2,6, taille 20 à 100 µm) dans la zone de floculation (concentration de 1 à 2 g/L) intégrée dans le décanteur et recevant également les boues du décantation recyclées par une pompe. Dans les appareils fonctionnant sur ce principe (comme le CYCLOFLOC® et le FLUORAPID®), un hydrocyclone est inséré dans le circuit de recirculation des boues dont la sousverse contient le microsable qui est réinjecté dans la zone de floculation.

Ce sont des ouvrages de forme conique tronquée, dont la vitesse ascensionnelle est annoncée comme étant de l'ordre 8 à 9 m/h (sans lamelle). Ils peuvent être

Copyright © 2015 Dunod.

équipés de lamelles dans la zone de décantation avec une vitesse au miroir pouvant atteindre 12 m/h.

10.1.3 Décanteurs « à grande vitesse »

Les décanteurs à grande vitesse allient l'ensemble des principes modernes de la décantation. Trois brevets français sont commercialisés.

Décanteur de type ACTIFLO™

C'est un décanteur lamellaire à floc lesté avec une floculation optimisée adapté à tous types d'eaux allant d'une eau à faible turbidité et chargée en algues ou en matières humiques naturelles jusqu'à des eaux à très fortes turbidités (5 000 NTU).

Description

L'eau coagulée traverse successivement une cuve de mélange rapide qui assure la dispersion d'un microsable (entre 40 et 100 µm) et d'un floculant (de type polyélectrolyte anionique) avec l'eau coagulée, puis une cuve de floculation qui assure le grossissement et la maturation du floc formé. Cette cuve est pourvue d'un Turbomix qui permet de réduire d'environ 30 % le temps de contact.

Ces deux premières cuves, de section carrée à fond plat, sont équipées d'agitateurs mécaniques dimensionnés pour obtenir les gradients de vitesse optimaux.

L'eau transite ensuite vers un décanteur lamellaire à contre-courant qui réalise la séparation entre l'eau et le floc lesté. Les boues extraites sont pompées en partie vers un ensemble d'hydrocyclones qui séparent les boues du microsable. Le sable peut être ainsi recyclé dans la cuve de mélange rapide.

Dimensions

Les dimensions des appareils (rectangulaires) sont d'après le constructeur, hors cuves de mélange :

- longueur : 5,5 à 12 m ;
- largeur : 4 à 11 m ;
- hauteur : 6,8 m ;
- zone de lamelle : 3,5 à 10,5 m ;
- cote inférieure des lamelles : 3,4 m du fond.

Le volume des cuves de mélanges est de 15 à 140 m^3 pour le mélange rapide et de 50 à 410 m^3 pour le mélange lent avec un gradient de vitesse (optimisé) de 700 s^{-1}.

La vitesse au miroir annoncée par le constructeur est comprise entre 50 m/h et 80 m/h.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

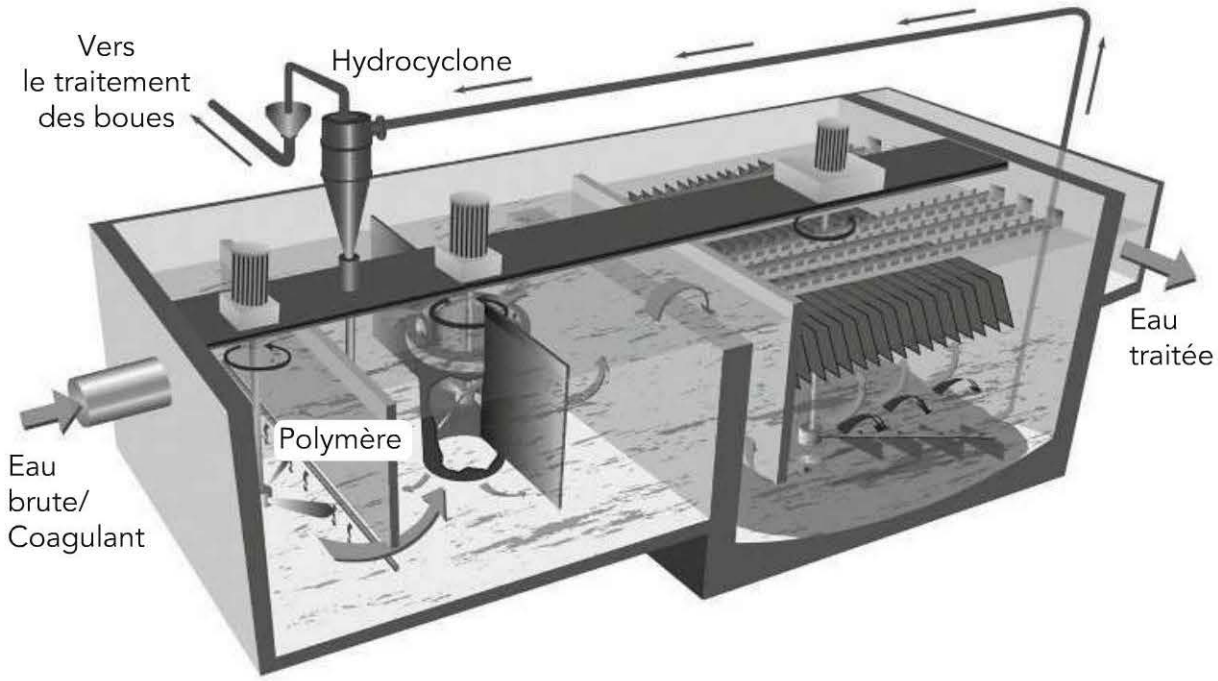


Figure 10.4 ACTIFLO™.
Procédé compact de clarification lamellaire à très grande vitesse dans lequel l'eau est floculée avec du microsable et du polymère. Le microsable agit comme un lest, accélérant ainsi la décantation des flocs. Le procédé est adapté à tous les types d'eaux avec un temps de séjour très court et une empreinte au sol réduite.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Décanteur de type DENSADEG®

C'est un décanteur lamellaire à recirculation de boues qui intègre dans sa partie inférieure la conception d'un épaississeur, et en amont une floculation optimisée.

Description

Les innovations de base reposent, d'une part, sur le recyclage d'une boue très concentrée à petit débit avec une pompe à rotor excentré, de façon à ce que la concentration volumique des boues dans le réacteur de floculation soit proche de 0,1 V/V, et d'autre part, sur l'utilisation d'une technologie performante de floculation « à piston ».

L'eau brute traverse successivement une cuve de mélange rapide où est réalisée la coagulation, puis une cuve de floculation munie d'un piston. Ce réacteur floculateur à piston comporte une turbine à débit axial qui assure ainsi un contact intense entre les particules coagulées entrantes, la boue concentrée (recirculée) et un polyélectrolyte ajouté à deux niveaux (dans le réacteur et dans la boue recyclée).

Copyright © 2015 Dunod.

L'appareil comprend également un décanteur lamellaire / épaississeur avec trois fonctions :

- une décantation par zones ou en piston (en dessous des lamelles) des flocs présentant des tailles et des vitesses très élevées ;
- une finition en décanteur lamellaire pour arrêter les des flocs résiduels ;
- un épaississement avec racleur de fond et une herse permettant un épaississement très rapide et une concentration très élevée en boues.

D'après le constructeur, cet appareil fonctionne en clarification avec une vitesse au miroir comprise entre 20 et 25 m/h.

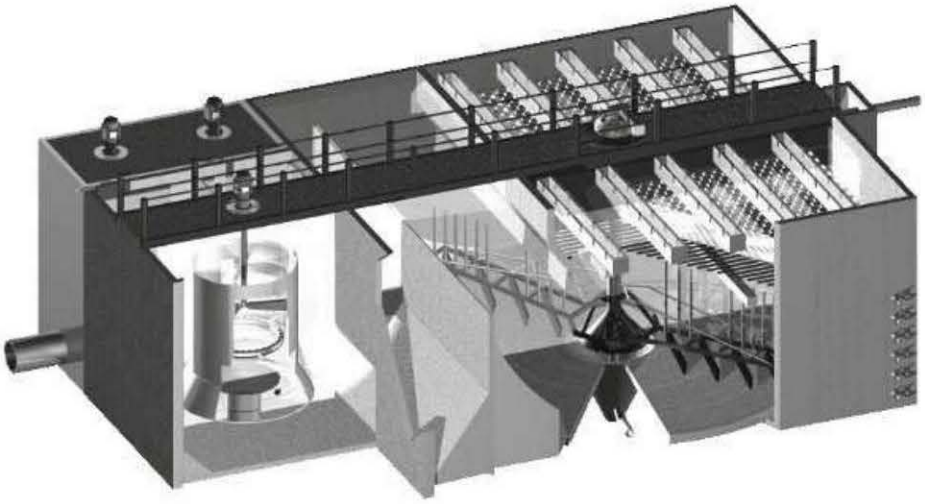


Figure 10.5 DENSADEG®.
Décanteur physicochimique (floculation optimisée) à recirculation externe des boues qui associe le principe de la décantation lamellaire à un épaississeur intégré. Le procédé intègre quatre fonctions : coagulation, floculation, décantation/clarification et épaississement/densification de la boue.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

Décanteur de type DELREB®

C'est un décanteur lamellaire à recirculation de boues et à forte profondeur qui intègre dans sa partie inférieure une zone de pré-épaississement.

Description

La forte profondeur permet une répartition plus homogène et plus tranquillisée sous le champ de lamelles permettant une décantation à mi-profondeur, une finition en partie supérieure dans le champ de lamelles et un pré-épaississement des flocs décantés en partie basse. Le pré-épaississement réduit les pertes en eau grâce à une herse rotative d'épaississement et de raclage.

L'eau traverse successivement :

- une cuve de coagulation à forte énergie de mélange, où sont injectés les réactifs ;

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- une seconde cuve qui reçoit une partie des boues recirculées (recirculation adaptée aux variations de turbidité dans l'eau brute) et qui est destinée à améliorer la cohésion du floc ;
- un bassin de floculation optimisée, avec injection de polymère ;
- un décanteur lamellaire de grande profondeur, au fond duquel les boues sont pré-épaissies grâce à une herse rotative (épaississement et raclage).

Le constructeur annonce une vitesse au miroir qui peut atteindre 25 m/h et une profondeur de décanteur supérieure à 4 m sous les lamelles.

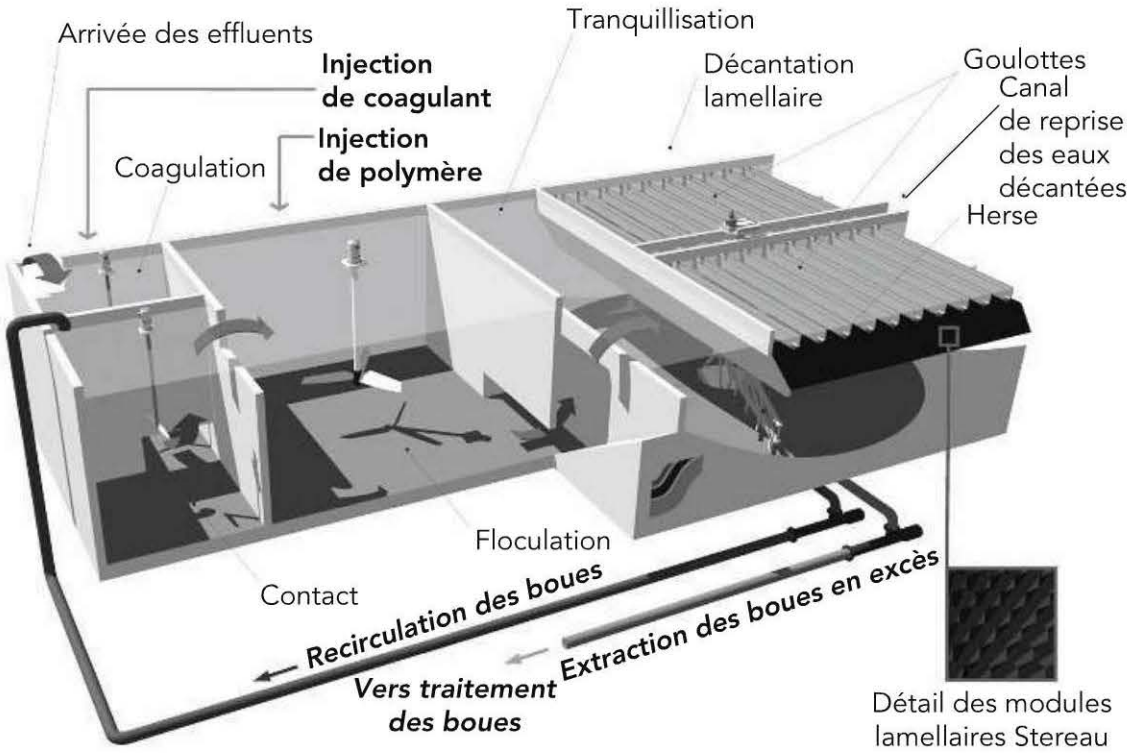


Figure 10.6 DELREB®.

Ouvrage constitué d'un coagulateur, d'une zone de contact des boues recirculées, d'un floculateur et d'une zone de séparation des matières en suspension par décantation lamellée avec recirculation des boues. Le contact avec les boues recirculées pré-épaissies permet d'obtenir une meilleure floculation en améliorant la cohésion du floc.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

10.2 Les essais en vue d'optimiser la décantation

Il n'y a pas de réels tests de laboratoire efficaces pour évaluer la décantation d'une eau, à l'exception de l'essai en colonne décrit ci-dessous. Les essais sur unités pilotes sont coûteux mais possibles.

Copyright © 2015 Dunod.

10.2.1 Essai en colonne de décantation

Méthode

L'eau est coagulée et floculée dans une colonne munie d'un système d'agitation à vitesse variable et contrôlable (similaire au « Jar-test »), puis est décantée. Des prélèvements sont effectués à plusieurs hauteurs de décantation en fonction du temps. Les courbes de répartition des vitesses sont alors tracées pour chaque hauteur de décantation (cf. F-B12).

Si la nature des particules est peu floculante (pas ou peu d'augmentation de la vitesse de sédimentation dans le temps), les courbes obtenues à plusieurs hauteurs sont confondues ou presque. Si la vitesse des particules augmente significativement avec la hauteur (et le temps) de décantation, les courbes sont dans ce cas différenciées et c'est celle de la plus petite hauteur qui présente les vitesses les plus faibles. Pour un décanteur lamellaire, c'est la plus petite hauteur de prélèvement qu'il faut prendre en compte, la part de rendement due aux particules les plus lentes est négligeable.

Exemple

Un exemple typique de décantation en colonne d'une eau de rivière coagulée floculée est présenté en figure 10.7 (courbe de gauche), dans les conditions suivantes :

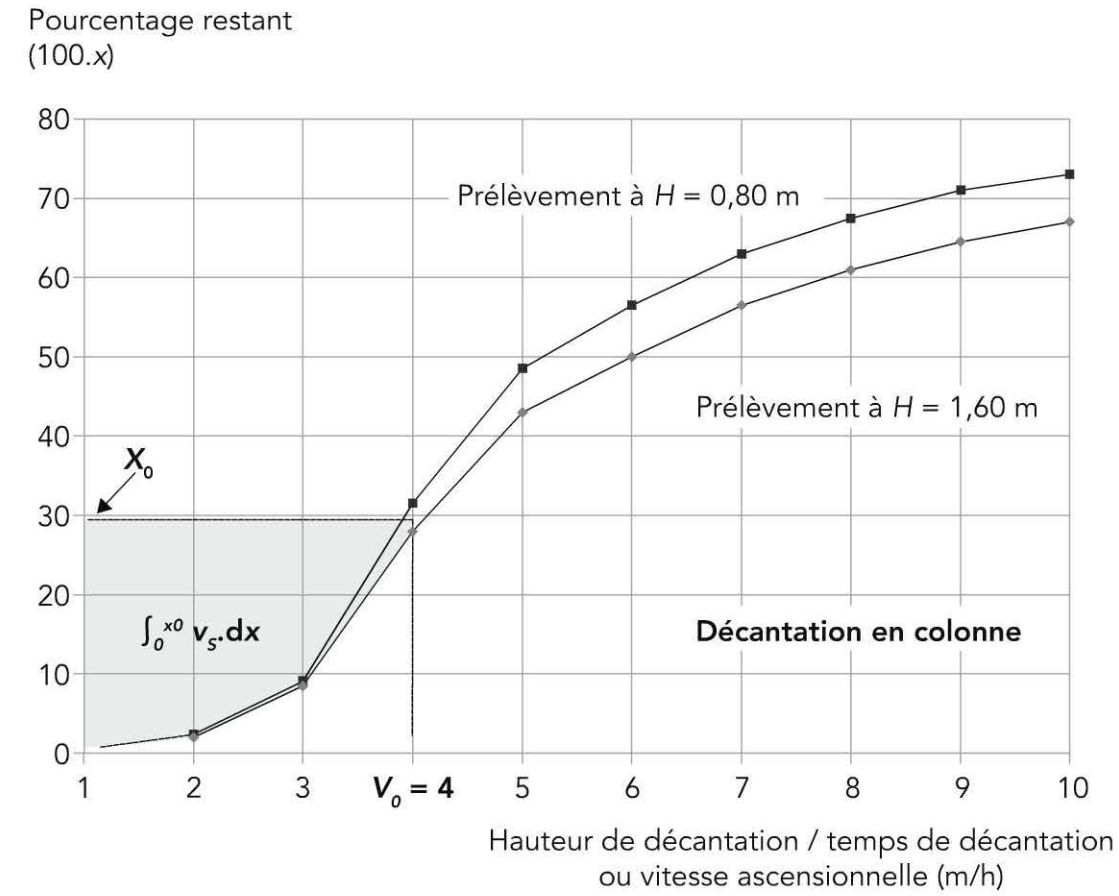
- coagulation au PCA (40 à 50 g/m^3), agitation (250 tr/min, 10 min) puis floculation sans polymère (40 tr/min, 20 min) dans la colonne de décantation ;
- décantation pendant un temps total de 60 min et prélèvements à deux hauteurs de décantation, à différents temps de décantation, pour analyse de la turbidité ;
- tracé du pourcentage restant en fonction du temps de décantation ou du rapport H/t ($= v_0$) ;
- application de la théorie (cf. § 7.3.3 et F-B12) : par exemple pour 24 min de décantation sur 1,6 m de hauteur (soit $v_0 = 4$ m/h), il reste 28 % de la turbidité initiale ($x_0 = 0{,}28$). Le rendement global est :

$$(1 - x_0) + (1/v_0) \int_0^{x_0} v_s \cdot \mathrm{d}x$$

soit de l'ordre de 90 %.

Après exploitation pour différentes valeurs de vitesse ascensionnelle (v_0), on peut obtenir la courbe du rendement global en fonction de v_0 (figure 10.7 : courbe de droite) pour un décanteur à flux horizontal, de hauteur 1,6 m, recevant l'eau de rivière étudiée (après coagulation/floculation dans les conditions utilisées pour l'essai).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.



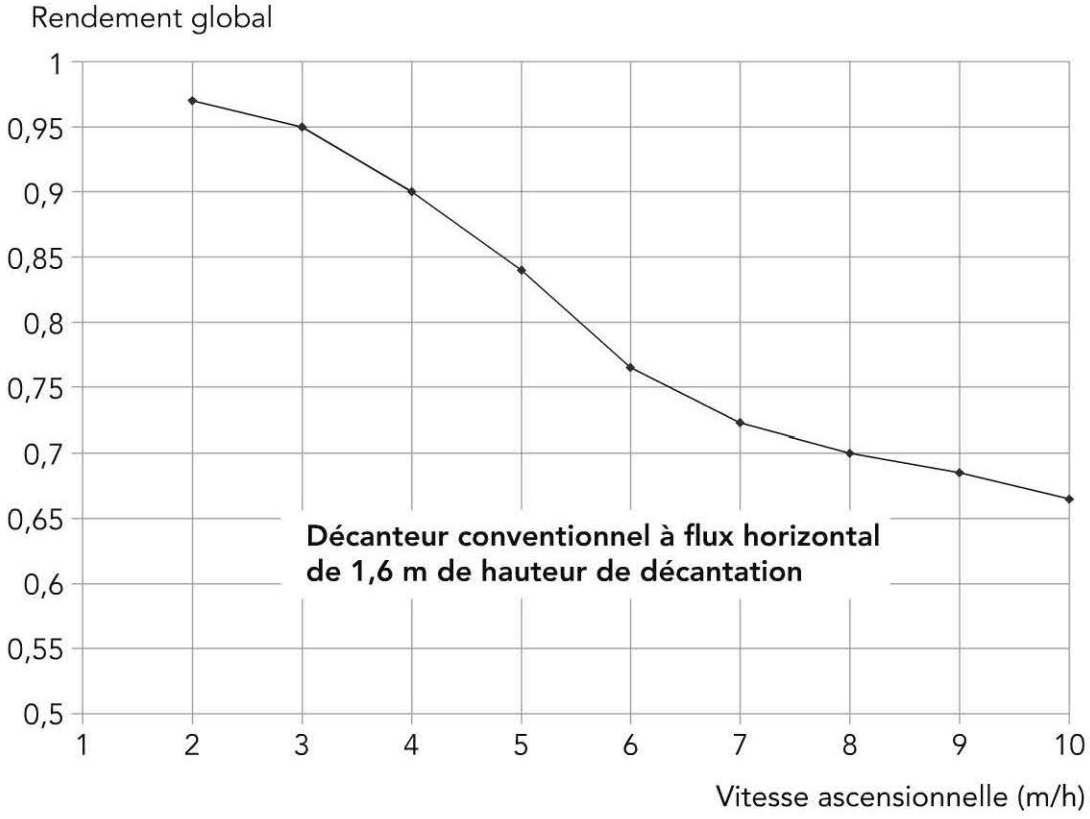


Figure 10.7 Exemple d'essai en colonne de décantation sur eau de rivière coagulée et floculée.

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Pour un décanteur à flux vertical, la courbe de rendement est celle de la figure 10.7 (haut) en transformant l'ordonnée qui devient x au lieu de $(100 - x)$. Autrement dit, la contribution

$$(1/v_0) \int_0^{x_0} v_s \cdot dx$$

n'est pas à prendre en compte, contrairement à un décanteur à flux horizontal.

• Pour un décanteur lamellaire, les hauteurs de décantation n'étant que de quelques centimètres, l'essai en colonne est difficilement réalisable (ou alors avec du matériel conçu à cet effet, notamment avec une lecture directe de la turbidité). Les vitesses ascensionnelles dans ce cas (entre chaque lamelle) sont nettement plus faibles (quelques dixièmes de m/h).

• Les résultats obtenus par l'essai en colonne sont toujours supérieurs à ce que l'on peut attendre d'un décanteur industriel, les effets de l'hydraulique n'étant pas pris en compte dans la colonne. Pour un rendement donné de l'essai en colonne, la vitesse ascensionnelle peut être divisée par deux (facteur de sécurité).

10.2.2 Essais sur unités pilotes

Il peut arriver que des unités pilotes soient utilisées, notamment dans le cas des décanteurs à grande vitesse. Elles reproduisent correctement le fonctionnement du décanteur en grandeur réelle. Des résultats obtenus sur certaines études sont insérés dans le paragraphe suivant.

10.3 Performances à attendre

Globalement, la décantation après coagulation et floculation (parfois intégrée) permet d'obtenir les performances suivantes, dont les plus importantes sont mentionnées dans le tableau 10.1, en fonction du type de décanteur.

10.3.1 MES et turbidité

Les teneurs en MES dans les eaux décantées sont généralement inférieures à 5 mg/L et la turbidité est comprise entre 0,3 et 2 NFU, sauf dysfonctionnements.

Il faut noter que c'est le décanteur couloir qui est le plus performant, même sans polymère. Toutefois les décanteurs à grande vitesse éliminent bien les plus petites particules, réagissent bien à des fluctuations de débit et/ou de MES dans l'eau brute tout en occupant beaucoup moins de surface au sol.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Pour les décanteurs à lit fluidisé de boues, sans lamelles (très souvent utilisés sur les usines), des dysfonctionnements peuvent apparaître plus fréquemment qu'avec les autres décanteurs, ce qui se traduit par des valeurs de MES et de turbidité dans l'eau décantée de 10 mg/l et de 5 NFU, respectivement. C'est généralement une vitesse ascensionnelle trop importante (≥ 4 m/h) ou encore à la présence d'algues dans l'eau brute qui en sont les causes principales.

Tableau 10.1 Performances attendues pour différents décanteurs.

Type de décanteur	Floculation (temps de floculation)	v_0 (v_H) ou v_{miroir}*	Qualité moyenne de l'eau en sortie	Concentration des boues extraites
Décanteur statique rectangulaire à flux horizontal (décanteur « couloir »)	En tête (40 min)	0,5 à 1,5 m/h	3 à 5 mg MES/L	1 à 5 g MS/L
Décanteur rectangulaire modifié en lamellaire (type MULTIFLO™)	En tête (15 à 20 min)	6 à 10 m/h*	3 à 5 mg MES/L	1 à 5 g MS/L
Décanteur à massif de boues sans lamelles (type PULSATOR®)	Intégrée	2 à 4 m/h	4 à 10 mg MES/L	2 à 10 g MS/L
Décanteur à massif de boues avec lamelles (type PULSATUBE®)	Intégrée	3 à 8 m/h*	2 à 5 mg MES/L	2 à 10 g MS/L
Décanteur avec recirculation de boues sans lamelles (type TURBOCIRCULATOR®)	En tête (15 à 20 min)	2 à 4 m/h	2 à 5 mg MES/L	5 à 10 g MS/L
Décanteur avec recirculation de boues avec lamelles (type SEDIPAC®)	En tête (10 à 12 min)	10 à 15 m/h*	2 à 5 mg MES/L	10 à 20 g MS/L
Décanteur avec flocs lestés sans lamelles (type CYCLOFLOC®)	En tête ou intégrée	4 à 8 m/h	3 à 5 mg MES/L	1 à 5 g MS/L
Décanteur avec flocs lestés avec lamelles (type FLUORAPID®)	Intégrée	8 à 12 m/h*	–	1 à 5 g MS/L
Décanteur à grande vitesse (type ACTIFLO™)	En tête (8 min)	40 à 80 m/h*	2 à 5 mg MES/L	2 à 10 g MS/L
Décanteur à grande vitesse (type DENSADEG®)	En tête	20 à 50 m/h*	2 à 5 mg MES/L	25 à 50 g MS/L

Copyright © 2015 Dunod.

10.3.2 Matières organiques dissoutes (COT)

Ce sont les conditions de coagulation (cf. § 9.3.2 et 9.4.3) qui déterminent la qualité de l'eau en sortie de décanteur (et de filtre), en termes de COT. Si ces conditions sont optimisées, l'abattement de COT est généralement compris entre 50 et 80 % selon la nature des eaux, leur teneur initiale en COT et le coagulant choisi. L'utilisation du chlorure ferrique à pH 5,5 permet de « gagner » en moyenne 15 % supplémentaires (65 à 80 %) par comparaison avec les sels d'aluminium à pH 6 à 7 (50 à 70 %).

10.3.3 Résiduel en coagulant dissous

Comme précédemment ce sont les conditions de coagulation qui déterminent les teneurs résiduelles en aluminium ou fer dissous (cf. § 9.4.2).

10.3.4 Micro-organismes (cf. chapitre 16)

Pour des eaux brutes de mauvaise qualité, la décantation après coagulation/floculation conduit généralement à des abattements très significatifs de l'ensemble des micro-organismes. Par exemple, certaines études annoncent les valeurs suivantes (en absence de pré-oxydation).

Tableau 10.2 Exemples d'élimination de micro-organismes par décantation après coagulation/floculation.

Micro-organismes (unité)	Eau brute	Eau décantée
E. coli (UFC/100 mL)	5 à 6 log	2 à 3 log
Bactéries aérobies sporulantes (UFC/100 mL)	3 à 4 log	1 à 2 log
Spores des bactéries anaérobies (UFC/100 mL)	4 log	1 log
Entérovirus (UFP/10 L)	70 à 80	3 à 4
Amibes (NPP/L)	3 log	1 à 2 log
Algues (/L)	7 log	5 log

Cryptosporidium est peu éliminé par décantation simple (0,5 log) et un peu mieux par décantation précédée d'une coagulation/floculation (1 à 1,5 log). Il est piégé dans les boues.

10.3.5 Minéraux toxiques et indésirables

Les métaux lourds toxiques (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb) et indésirables (aluminium, fer, manganèse) présents dans les eaux brutes sont généralement en grande partie éliminés à ce niveau de la décantation (ou en flottation), suite à l'action de la coagulation/floculation, et après filtration.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

D'autres composés minéraux indésirables ou toxiques ciblés par la réglementation (arsenic, bore, sélénium) sont plus ou moins bien éliminés. Certains d'entre eux font l'objet de traitements spécifiques (cf. partie E).

10.3.6 Micropolluants organiques

Les micropolluants organiques sont globalement peu ou pas éliminés à ce niveau du traitement :

- les pesticides ne sont éliminés que très partiellement (ou pas du tout), à l'exception du glyphosate et de l'AMPA (cf. § 27.42) ;
- les trihalométhanes ne sont pas présents à ce niveau du traitement, la préchloration n'étant plus pratiquée sur les usines ;
- les perturbateurs endocriniens de type bisphénol A, alkylphénols et les hormones (cf. § 27.10) sont partiellement adsorbés dans les boues et par suite en partie éliminés (< 20 %) ;
- les résidus pharmaceutiques (cf. § 27.32) de type carbamazépine, sulfatométhoxazole, caféine, ipromide ne sont pas éliminés, dans l'état des connaissances actuelles ;
- les microcystines dissoutes (cf. § 27.34) ne sont pas éliminées, mais le potentiel de relargage par les algues est bien évidemment proportionnel à l'élimination des algues.

Copyright © 2015 Dunod.

11 Flottation

La flottation à air dissous (FAD) ou aéroflottation est classiquement utilisée en traitement des eaux brutes superficielles peu chargées en turbidité mais riches en matières organiques coagulables et/ou contenant des algues planctoniques. Les appareils de flottation par l'ozone peuvent également être classés dans les flottateurs à gaz dissous.

11.1 Flottateurs

Les appareillages comprennent un système de pressurisation et un bassin de flottation classiquement rectangulaire. Ce bassin incorpore un floculateur suivi d'une chambre de mélange pour le contact de l'eau floculée avec de l'eau pressurisée, puis d'une zone de flottation proprement dite (cf. F-B17).

11.1.1 Bases de dimensionnement

Les deux paramètres les plus importants sont la vitesse descensionnelle (comme la vitesse ascensionnelle en décantation) ainsi que la quantité d'air injectée.

Vitesse descensionnelle

La vitesse descensionnelle v_0 est le paramètre majeur. Elle est théoriquement égale à une certaine valeur de la vitesse de flottation v_F des flocs telle que déterminée grâce à l'expérimentation du « Flottatest » (cf. § 11.2.1) ou de l'expérience en colonne (cf. F-B12). La vitesse descensionnelle impacte le rendement de clarification (plus elle est faible, plus le rendement est élevé).

Les valeurs de v_0 généralement appliquées pour les flottateurs classiques sont en moyenne de 5 à 10 m/h et de 30 m/h pour les flottateurs à grande vitesse.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Quantité d'air injectée

La quantité d'air injectée rapportée à la teneur entrante en MES, A_S, est le second paramètre majeur qui peut être également évalué par l'expérience du « Flottatest » (cf. § 11.2.1). Certains documents techniques donnent des valeurs du paramètre A_S de l'ordre de quelques cm^3 d'air par mg de MES. Les quantités d'air couramment pratiquées en clarification des eaux de surface sont de 5 à 40 NL d'air/m^3 d'eau à flotter (sous forme de bulles de 40 à 70 µm).

Autres paramètres

Les autres paramètres sont :

- le taux de recirculation T_R, généralement compris entre 6 et 15 % du débit d'alimentation ;
- la pression de pressurisation, comprise entre 3 et 8 bar ;
- le temps de séjour dans le réservoir de pressurisation, de l'ordre de quelques dizaines de secondes à quelques minutes ;
- la consommation énergétique de pressurisation, annoncée comme comprise entre 40 et 80 Wh/m^3 (en théorie 30 Wh/m^3 pour un réservoir de 5 m^3, un temps de séjour de 1 minute et un taux de recirculation de 20 %).

11.1.2 Ballons de pressurisation

Les ballons de pressurisation sont en acier inox (ou acier protégé en paroi interne) avec des temps de contact entre l'air et l'eau de recirculation de quelques dizaines de secondes (une minute au maximum). Ils sont verticaux cylindriques (< 300 m^3/h) avec fonds ronds et sont munis de systèmes de régulation. En pratique on réalise une dissolution d'air à un taux d'environ 70 à 80 % de l'équilibre (ou de la saturation). Certains ballons à garnissage permettent d'obtenir des rendements de pressurisation de 90 %, mais ils présentent des risques de salissures plus élevés ainsi que des pertes de charge importantes.

11.1.3 Différents types de flottateurs à air dissous

Flottateurs conventionnels

Les flottateurs à air dissous conventionnels (de type FLOTAZUR P®) comportent, en ligne dans le même ouvrage, un mélange rapide, une floculation et un bassin de flottation (cf. F-B17). Ils présentent des vitesses descensionnelles de 6 à 12 m/h.

Copyright © 2015 Dunod.

Flottateurs « à grande vitesse »

Comparativement à la décantation à grande vitesse, des flottateurs plus performants (de type AÉROFLUX RAPIDE, AQUADAF® ou SPIDFLOW®) sont apparus sur le marché avec des vitesses de flottation de 30 m/h pouvant atteindre 50 m/h. Les taux de recirculation sont de 8 à 12 % et les pressions de pressurisation de 4 à 6 bar.

Ces flottateurs sont munis de systèmes de floculation particulièrement optimisés pour obtenir des flocs solides sans augmenter leur densité. L'hydraulique de la floculation dite « turbulente » et celle de la séparation liquide/solide constituent le cœur de l'innovation de ces procédés. Par ailleurs les boues ne sont pas éliminées par raclage mais par chasse hydraulique.

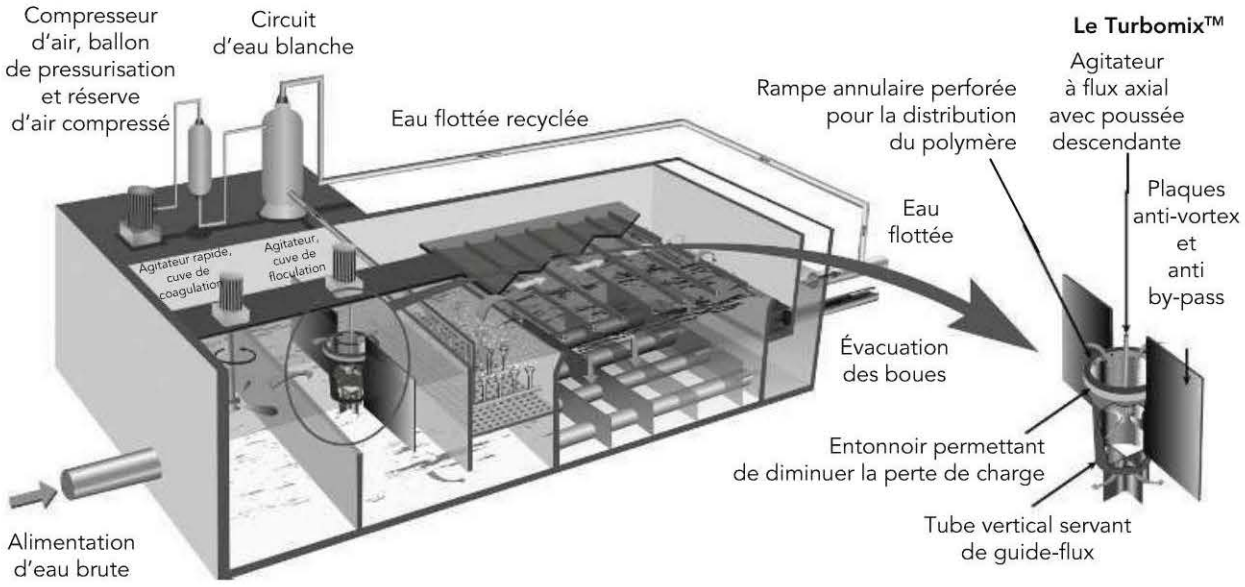


Figure 11.1 SPIDFLOW®.

Flottateur à air dissous fonctionnant à grande vitesse (20 et 50 m/h) pour le traitement des eaux de surface contenant des particules à faible densité, des algues ou des matières humiques. L'injection dans l'eau à traiter d'une eau blanche sous-pression saturée en air (à 7 bar) génère les fines bulles d'air. Un Turbomix dans la cuve de floculation permet de réduire d'environ 50 % le temps de contact. Il est largement utilisé en prétraitement du dessalement.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

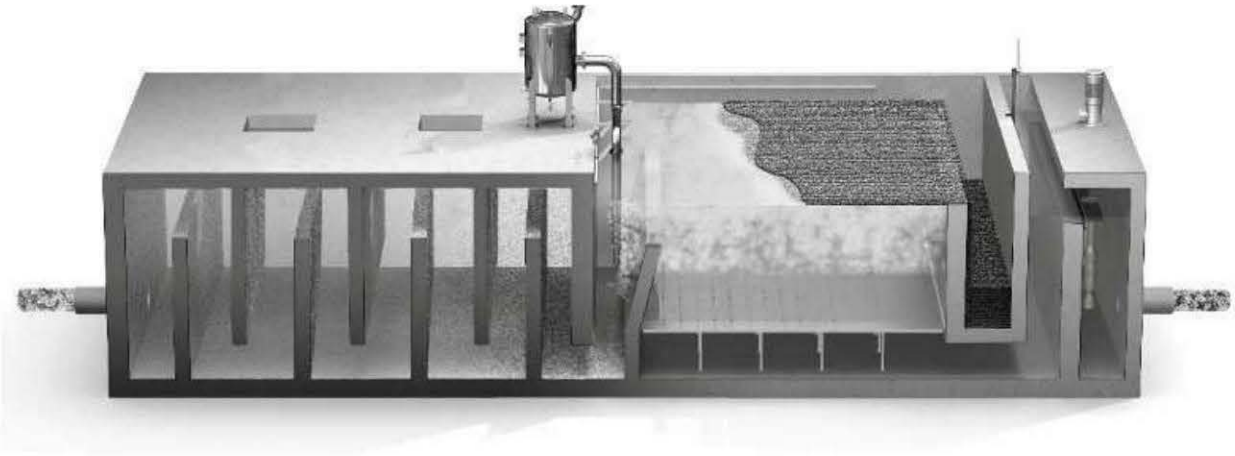


Figure 11.2 AQUADAF®.
Clarificateur compact grâce à des vitesses de flottation élevées et un temps de floculation réduit. Son procédé de flottation rapide à air dissous est particulièrement adapté à la clarification des eaux de surface pouvant présenter des pointes de turbidité et à la pollution particulaire de faible densité.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

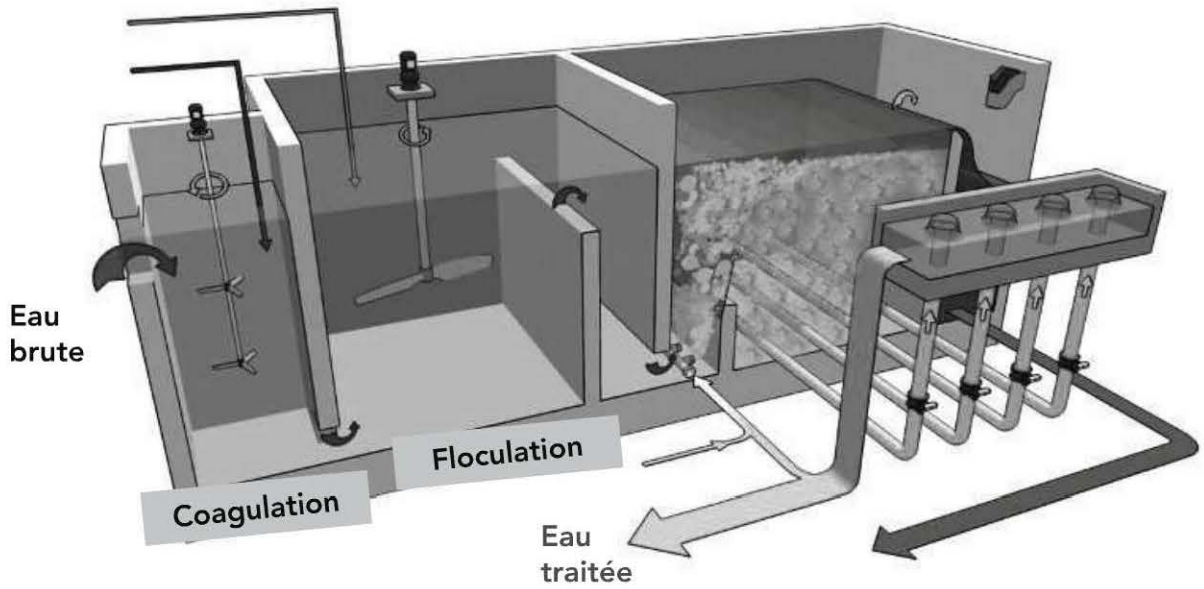


Figure 11.3 AÉROFLUX RAPIDE.
Flottation rapide où les eaux clarifiées sont reprises en fond d'ouvrage sur toute la surface du bassin de flottation par des clarinettes, ce qui permet ainsi un flux vertical et donc une meilleure répartition de l'eau blanche et autorise donc des vitesses de flottation plus importantes.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Copyright © 2015 Dunod.

Figure 11.4 Procédé de flottation AÉROFLUX RAPIDE, mis en œuvre pour la clarification des eaux, usine de la Ville-Hatte, syndicat Arguenon Penthièvre, débit : 2 200 m³/h.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Flottation par l'ozone

L'association de l'ozonation à la flottation pour éliminer le plancton a été tentée (avec peu de réalisations) par un constructeur français. Deux techniques ont été élaborées (cf. F-B17). Comme pour les ouvrages à FAD, ces procédés sont suivis d'une étape de filtration généralement en mode bicouche.

11.2 Les essais en vue d'optimiser la flottation

Il n'y a pas vraiment de tests de laboratoire efficaces pour évaluer la flottation d'une eau, à l'exception de l'essai en colonne équipée en production de micro-bulles. L'optimisation des conditions de coagulation en présence de bulles d'air peut être testée en « Flottatest », plutôt qu'en « Jar-test ».

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

11.2.1 Expérience du Flottatest

L'appareil « Flottatest » est dérivé de celui du « Jar-test » utilisé en coagulation/floculation.

Appareillage

Les béchers gradués sont cylindro-coniques, le cône inférieur étant destiné à recevoir l'eau pressurisée et détendue, donc les microbulles. Un ballon de pressurisation doit être incorporé dans l'appareillage pour la production de l'émulsion de microbulles (eau blanche). Une fois les conditions de coagulation déterminées (dose de coagulant, pH), la variable principale est le volume d'eau pressurisée.

Pendant et à la fin de l'essai, on note généralement :

- le pourcentage d'eau pressurisée injectée ;
- les vitesses de montée des bulles non attelées et des flocs attelés ou non à des bulles ;
- l'épaisseur de gâteau de boue en surface ;
- la qualité de l'eau traitée (turbidité, matières organiques, résiduel de coagulant, etc.).

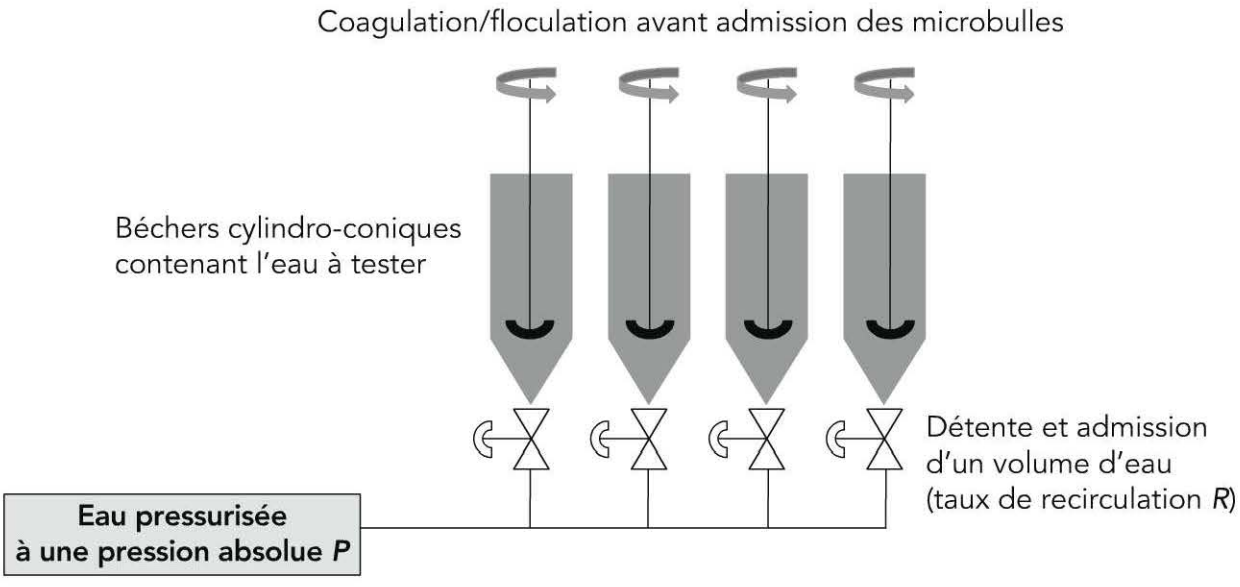


Figure 11.5 Schéma d'un Flottatest.

Mode opératoire

Une coagulation et une floculation préalablement optimisées sont d'abord réalisées. Les hélices sont ensuite retirées. Des volumes croissants d'eau pressurisée sont introduits dans chaque bécher. La mesure des différents paramètres est effectuée pendant et après la flottation.

Copyright © 2015 Dunod.

La formule suivante peut être utilisée pour calculer la quantité d'air injectée :

$$A = T_R \,.\, K \,.\, \Delta P$$

A : quantité d'air (cm^3)

T_R : rapport du volume d'eau utilisée pour la pressurisation (eau propre) sur le volume initial d'eau (à traiter) dans le bécher

K : solubilité de l'air dans l'eau à 1 atm, à la température considérée (en cm^3 d'air/L d'eau) ; K = 21,6 à 15 °C

ΔP : différence de pression absolue lors de la détente ou pression relative de pressurisation

11.2.2 Expérience en colonne de flottation

La même approche qu'en décantation (cf. § 10.2.1) peut être menée avec une colonne de flottation munie d'une injection d'eau pressurisée et détendue. Il est conseillé de faire varier la quantité d'air injectée entre chaque essai.

11.3 Quelques performances

Il faut noter que les réalisations industrielles en production d'eau potable sont nettement moins nombreuses qu'en décantation, même si cette technologie a récemment pris de l'ampleur pour le traitement des eaux brutes de retenue.

11.3.1 FAD conventionnelle

Bien qu'elle n'ait pas été vraiment pratiquée en France, la flottation conventionnelle (de 7 à 9 m/h) a fait l'objet de quelques publications de résultats. On obtient une eau de même qualité qu'en décantation, avec un excellent abattement des algues, un gain parfois non négligeable sur la quantité de coagulant et des boues plus concentrées (20 g/L) qu'en décantation conventionnelle.

11.3.2 FAD « à grande vitesse »

Lors des réhabilitations d'usines, il est assez souvent proposé aujourd'hui de remplacer les décanteurs classiques existants par des flottateurs à grande vitesse. Cette technologie est donc de plus en plus utilisée, notamment pour les eaux sujettes à des blooms algaux. Couplée à une coagulation au chlorure ferrique à pH légèrement acide (5-5,5), la flottation (comme la décantation) permet d'obtenir des rendements d'élimination de la turbidité et du COT de 70 à 90 % et 50 à 70 %, respectivement. La turbidité en sortie est annoncée comme étant toujours inférieure à 2 NFU et inférieure à 1,5 dans 90 % du temps. Les algues sont abattues de 75 % à 99 % selon les cas, sans effet sur les microcystines dissoutes.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les huiles et hydrocarbures éventuels sont éliminés à 90 %. Les boues peuvent atteindre des concentrations de 30 g/L.

Remarque

Cette technologie se développe également dans le domaine du prétraitement des eaux de mer en vue d'un dessalement par osmose inverse. Dans ce cas c'est une valeur la plus faible possible de l'indice de colmatage (FI ou SDI, cf. § 8.2.1) qui est recherchée. Des essais sur unités pilotes indiquent des valeurs dans l'eau flottée puis filtrée bicouche de l'ordre de 3 min^{-1} pour le FI_{15}, contre 8 min^{-1} pour le FI_3 de l'eau brute.

11.3.3 Puissance dissipée

L'inconvénient majeur de la FAD est l'énergie nécessaire pour la pressurisation. Les données d'usine sont rarement disponibles, mais les ouvrages techniques indiquent 40 à 80 Wh par m^3 d'eau traitée.

Copyright © 2015 Dunod.

12 Filtration en profondeur

La filtration en profondeur est très fréquemment utilisée en traitement des eaux de surface après les étapes successives de coagulation, floculation et décantation (ou flottation). Elle peut être appliquée directement sur l'eau brute (tamisée), sans ou avec injection de coagulant, notamment pour le traitement des eaux souterraines. *A contrario*, la filtration en surface (cartouches, bougies, etc.) est peu utilisée à une grande échelle de débits, hormis les procédés à membranes (cf. chapitre 13).

Avec la filtration en profondeur, on cherche à éliminer les particules de quelques micromètres à quelques dizaines de micromètres, c'est-à-dire principalement les matières en suspension (non colloïdales), les microflocs s'échappant de la décantation (ou de la flottation) et certains micro-organismes (algues, partie des bactéries, protozoaires).

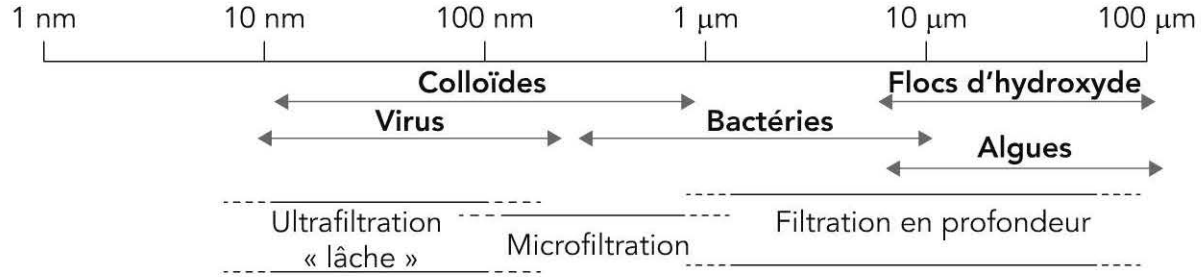


Figure 12.1 Tailles de particules et types de filtrations correspondants.

12.1 Mode de filtration en profondeur

Le mode de filtration le plus utilisé est la filtration rapide (5 à 24 $m^3/m^2.h$ ou m/h) à flux descendant, notamment par voie gravitaire, à perte de charge croissante ou compensée. Quelques cas de filtration gravitaire lente ou de filtration rapide sous pression à flux descendant sont rencontrés.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

12.2 Différents types de filtres en profondeur

En production d'eau potable, les différents filtres utilisés sont généralement présentés (ou classés) :

- en fonction de la force agissante (gravité ou pression) ;
- par leur mode d'alimentation en eau (flux descendant constant à encrassement ou à compensation de colmatage ou encore à flux décroissant) ;
- en fonction de l'homogénéité de leur lit filtrant (monocouche ou bicouche) ;
- par leur mode de lavage (avec ou sans air).

12.2.1 Les filtres sous pression

Ce sont des filtres fermés généralement verticaux (en production d'eau potable), avec des lits filtrants composés classiquement d'une monocouche de sable (ou d'anthracite) lavable à l'eau seule ou au mélange air/eau puis à l'eau de rinçage. Un lit bicouche est parfois utilisé.

Ils peuvent fonctionner à débit constant. Toutefois, comme les pompes d'alimentation sont rarement équipées de variateur de vitesse et les filtres rarement équipés d'asservissement adapté (une augmentation de la vitesse de la pompe est indispensable pour maintenir le débit constant quand la pression augmente), les filtres sous pression fonctionnent le plus souvent à débit et perte de charge variables (ou libres) en suivant la courbe « hauteur manométrique / débit » de la pompe.

12.2.2 Les filtres lents gravitaires

Malgré leurs performances exceptionnelles, peu de filtres lents sont encore en fonctionnement et leur construction n'est malheureusement plus d'actualité à cause des très grandes surfaces au sol indispensables (5 à 10 m^2 par m^3/h). Le lit filtrant est constitué de sable « tout venant » et doit être précédé d'un dégrossissage (3 à 6 m/h) et d'une pré-filtration (1 à 2 m/h).

Ce procédé présente plusieurs avantages, comme la nitrification très efficace de l'azote ammoniacal ainsi que la dégradation par voie biologique d'une partie de la matière organique biodégradable et de certains micropolluants organiques.

12.2.3 Les filtres rapides gravitaires

Ce sont les plus utilisés en production d'eau potable, notamment pour le traitement des eaux de surface en étape de finition de la clarification.

Copyright © 2015 Dunod.

Description et principales caractéristiques

Le cœur du filtre est constitué d'un bâti (généralement en béton) d'une hauteur suffisamment importante pour contenir, de haut en bas :

- une couche d'eau au-dessus du lit filtrant, dont la hauteur doit être suffisante afin de ne pas prendre le risque de pression relative négative dans le filtre (ou « embolie gazeuse ») (cf. F-B23). Un doublement de cette hauteur h_{eau} (1,20 m maximum) permet de doubler la ΔP_{max} du filtre ;
- un lit filtrant proprement dit, avec une seule couche de matériau homogène (monocouche) ou plusieurs couches (bicouche ou multicouche). Sa profondeur n'excède pas 1,5 m (monocouche) ou 2 m (multicouche) ;
- un plancher de buselures fendues (crépines) ou de dalles poreuses et/ou une couche de matériau grossier (5 à 40 cm) qui supporte le lit filtrant ;
- un système répartissant les deux fluides de lavage incluant (souvent) l'épaisseur d'un matelas d'air.

La surface au sol est comprise classiquement entre 80 et 100 m² (50 à 200 m² pour les valeurs extrêmes) pour un filtre double cellule (avec goulotte centrale) et de moitié moins pour un filtre simple cellule.

Le reste de l'installation comporte :

- un système de régulation de la répartition de l'eau à traiter sur les différents filtres (qui sont nécessairement plusieurs) ;
- un organe de régulation aval pour chaque filtre lorsqu'ils sont conçus « à compensation de colmatage » (cas le plus fréquent) ;
- une vasque de récupération pour chaque filtre.

Remarques

• Certains constructeurs proposent des filtres monocouches à grande vitesse (*U* jusqu'à 24 m/h) dont les lits sont composés de matériau granulaire plus grossier (*t.e.* = 1,8), ce qui impose une hauteur de couche plus importante (*H* = 2 à 2,2 m).

• Des filtres bicouches sont parfois utilisés notamment pour les eaux colmatantes (en surface de lit filtrant). Leur mise en œuvre a pour but d'augmenter la durée de fonctionnement de la phase de filtration. Le principe consiste à pré-filtrer l'eau sur une première couche (supérieure) de matériau plus gros et plus léger (anthracite ou ponce) que le matériau de la seconde couche (inférieure) qui affine la filtration dans le même bâti. La pénétration plus profonde des particules retenues permet alors de travailler sur une plus grande hauteur de lit filtrant. Le dépôt spécifique pour un temps donné de filtration est donc plus faible qu'en filtration monocouche et ΔP augmente moins rapidement. La consommation en eau de lavage est plus élevée que pour les filtres monocouches (2 à 4 %).

Copyright © 2015 Dunod.

Fonctionnement

La phase de filtration proprement dite d'un filtre gravitaire rapide monocouche à haut niveau d'eau en charge est pratiquée à une vitesse apparente (ou vitesse en « fût vide ») U de 7 à 10 m/h dans la plupart des cas (5 à 20 pour les valeurs extrêmes). La hauteur d'eau maintenue constante (par un organe régulateur) au-dessus du lit filtrant est généralement de l'ordre de 1 m.

Le résultat attendu de la filtration est de retenir les particules, notamment celles qui ont échappé aux étapes précédentes de clarification. Cela entraîne une obstruction progressive de la porosité ε du lit filtrant et une augmentation du dépôt spécifique Ω, ce qui se traduit par une augmentation de ΔP (ou Δh) (cf. F-B21). La vitesse de ce colmatage va dépendre des matières à retenir (concentration et nature), de la vitesse de filtration et des caractéristiques du lit filtrant et son matériau.

Une phase de lavage est donc nécessaire, dans le sens contraire de la filtration, parfois par l'eau seule pour certains lits monocouches et multicouches. Pour la grande majorité des filtres, en France, ce lavage est toutefois effectué en plusieurs phases dont un éventuel soufflage à l'air seul, suivi d'un lavage air/eau et finalement d'un rinçage à l'eau. C'est une opération importante en filtration.

Pour un filtre gravitaire rapide monocouche classique, elle comprend les phases suivantes :

- abaissement du niveau d'eau jusqu'au bord de la goulotte de lavage (centrale sur la figure) ;
- constitution (éventuelle) d'un matelas d'air ;
- injections d'air et d'eau filtrée simultanées et balayage ;
- purge (éventuelle) du matelas d'air, puis rinçage à l'eau.

Pour chaque cycle, 1 à 3 % d'eau filtrée sont destinés au lavage (à prévoir sur les installations).

Remarque

Après un bon lavage, la capacité maximale de rétention d'un filtre rapide gravitaire est de l'ordre de 1 kg de MS/m^3 de matériau, pour une eau de surface, coagulée-floculée et décantée (ou flottée). Les fréquences de lavage dépendent de nombreux paramètres avec une consommation annoncée de 4 à 10 m^3 d'eau par m^2 de surface filtrante.

Copyright © 2015 Dunod.

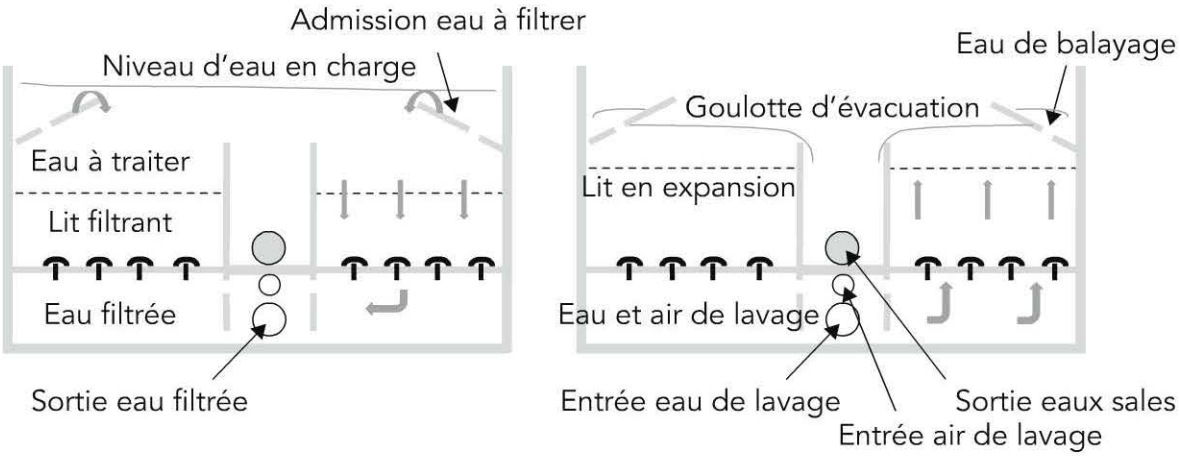


Figure 12.2 Schéma de fonctionnement d'un filtre gravitaire rapide : phases de filtration (gauche) et de lavage (droite).

Régulation hydraulique

La régulation de l'alimentation en eau de chaque filtre gravitaire à débit constant (dit « à encrassement ») est très simple, mais de plus en plus rare. Dans ce cas, la restitution de l'eau filtrée est réalisée à une cote géométrique légèrement supérieure à celle du lit filtrant (un filtre doit toujours être « noyé » à l'arrêt) et le niveau de l'eau en charge va donc croître durant le cycle jusqu'à atteindre son niveau maximum ($\Delta h_{max} \approx 2$ m).

Afin d'éviter des hauteurs d'eau h_{eau} importantes au-dessus du lit filtrant (économie de génie civil), les filtres gravitaires rapides à débit constant sont aujourd'hui conçus avec compensation de colmatage. Cette compensation consiste à créer une perte de charge accidentelle variable en aval du filtre, de manière à ce que la perte de charge totale (filtre + accident) soit toujours constante. L'eau doit donc être restituée à un niveau inférieur à celui du lit filtrant (à l'arrêt, l'écoulement de l'eau doit être bloqué pour conserver le lit filtrant sous eau). L'organe régulateur est soit une vanne avec automate programmable, soit un siphon partialisé (cf. F-B24).

Compte tenu de la nécessité de mettre en œuvre plusieurs filtres, une régulation en amont est également nécessaire. Elle consiste à répartir équitablement une fraction du débit total à l'entrée de chaque filtre en fonctionnement.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

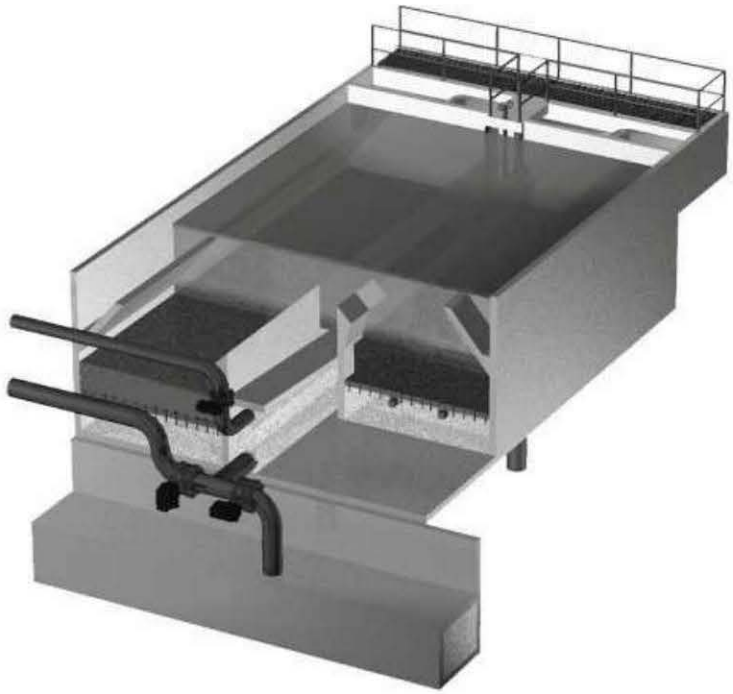


Figure 12.3 AQUAZUR™.
Filtre ouvert à sable à courant descendant.
L'homogénéité du sable augmente la durée des cycles de filtration, l'épaisseur permet de filtrer à grande vitesse (5 à 20 m/h) et la grande hauteur d'eau (1,20 m) évite les dégazages.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

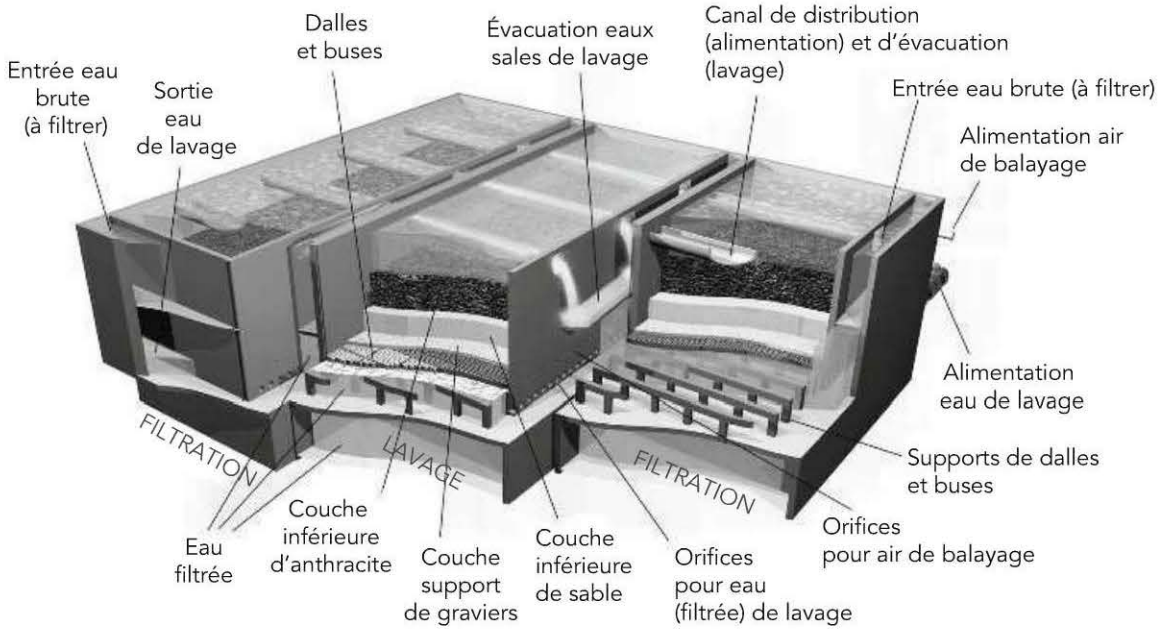


Figure 12.4 FILTRAFLO TGV® Sand.
Procédé de filtration gravitaire à grande vitesse (15 à 20 m/h) à travers un média granulaire (2 m de sable) permettant l'élimination de la turbidité (0,3 NFU en sortie) en utilisant une grande partie de la profondeur. Le lit de filtration peut cependant être composé de couches de média simples ou doubles selon la qualité de l'eau à traiter.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Copyright © 2015 Dunod.

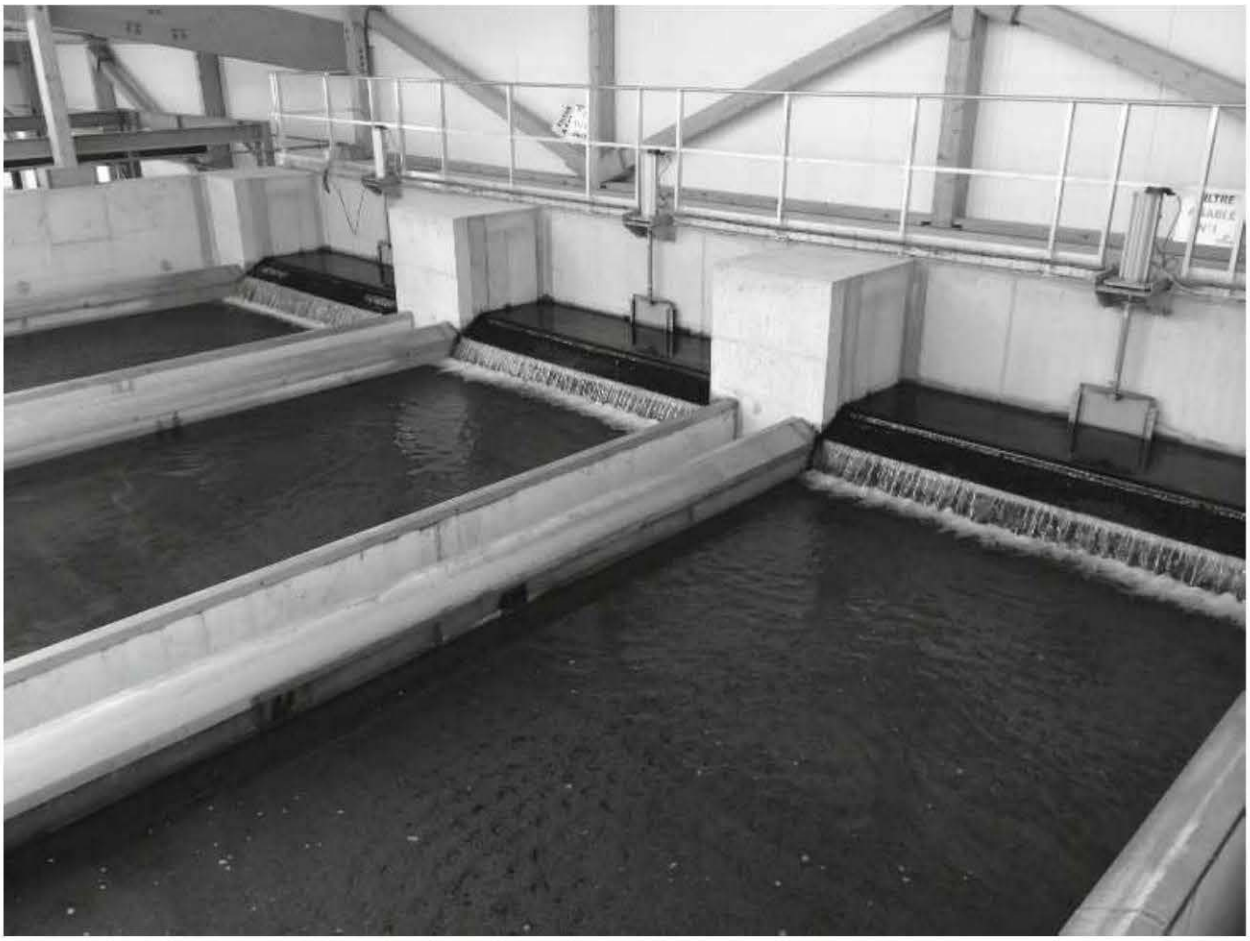


Figure 12.5 FILTRAFLUX®.
Le dimensionnement des filtres (hauteur de sable et vitesse de filtration) a pour objectif d'obtenir une turbidité de l'eau traitée inférieure à 0,5 NTU – Usine de Saint-Émiland, débit : 550 m3/h, Syndicat Mixte de l'Eau Morvan Autunois Couchois (SMEMAC).
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

12.3 Matériaux granulaires

Outre le sable qui est le plus utilisé en filtration monocouche pour la clarification, d'autres matériaux peuvent constituer le lit filtrant (notamment en multicouche avec du sable), comme l'anthracite, la ponce, le grenat et le charbon actif en grains. On peut noter également l'apparition plus récente de polymères de type polystyrène expansé. L'ensemble de ces matériaux et les lits qu'ils constituent sont caractérisés par les grandeurs *t.e.*, *c.u.*, d_G, a_G, Φ_G, ρ_G, ε, B définies dans la partie théorique (cf. § 7.4.1 et F-B19).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

12.4 Paramètres de dimensionnement de la filtration en profondeur

Les principaux paramètres de dimensionnement dépendent des techniques de filtration et des types de filtres utilisés :

- taille effective et coefficient d'uniformité des grains de matériau filtrant : $0,5 \leq t.e. \leq 1,5$ mm ; $1,2 \leq c.u. \leq 1,4$;
- perte de charge maximale admissible : $1 \leq \Delta h_{max} \leq 2$ mCE pour les filtres gravitaires et $0,5 \leq \Delta P_{max} \leq 0,8$ bar pour les filtres sous pression (c'est généralement la perte de charge maximale admissible qui provoque le déclenchement du lavage) ;
- vitesse de filtration : $5 \leq U \leq 24$ m/h pour les filtres rapides, appelée encore charge hydraulique (en $m^3/m^2.h$) ;
- hauteur de lit filtrant : $0,8 \leq H \leq 2$ m ;
- hauteur d'eau au-dessus du lit filtrant gravitaire, en fin de cycle : $0,5 \leq h_{eau} \leq 1,2$ m, voire 2 m pour les filtres dits « à encrassement » ;
- conditions du lavage : cf. tableau 12.1.

Les effets de ces paramètres de dimensionnement sur le fonctionnement des filtres rapides ont été parfois étudiés (cf. F-B22).

Tableau 12.1 Paramètres classiques de dimensionnement des principaux filtres en profondeur.

Type de filtre	Matériau filtrant (*t.e.* en mm ; *c.u.*)	Hauteur de couche *H* (m)	Vitesse *U* (m/h)	Caractéristiques du lavage (flux en $m^3/m^2.h$)	Autres paramètres
Lent gravitaire	Sable tout-venant (*t.e.* = 0,3 ; *c.u.* < 1,7)	1,2 (max.)	0,08 à 0,4 (0,1 à 0,2)	• « Labourage » • Balayage	• Δh_{max} = 1,2 m • Prétraitements indispensables • Grande surface au sol
Rapide gravitaire monocouche À forte h_{eau} (1)	Sable tamisé (*t.e.* = 0,95 à 1,35 ; *c.u.* = 1,3)	0,8 à 1,5	5 à 20	• Air (50 à 60) + eau (7 à 15), avec balayage (5), pendant 10 min • Eau seule (15 à 20), pendant 10 min minimum	• h_{eau} = 1 à 1,2 m • $\Delta h_{max} \approx 2$ m

Copyright © 2015 Dunod.

Type de filtre	Matériau filtrant (*t.e.* en mm ; *c.u.*)	Hauteur de couche *H* (m)	Vitesse *U* (m/h)	Caractéristiques du lavage (flux en $m^3/m^2.h$)	Autres paramètres
Rapide gravitaire monocouche À faible h_{eau} (2)	Sable tamisé (*t.e.* = 0,7 à 1,35 ; *c.u.* = 1,3)	0,8 à 1	5 à 20	• Air (50 à 60) + eau (5 à 7), avec balayage (5), pendant 5 à 10 min • Eau seule (20), pendant 10 min minimum	• h_{eau} = 0,5 m • Δh_{max} = 0,9 à 1 m
Rapide gravitaire bicouche (3)	• Anthracite tamisé (*t.e.* = 1,6 à 2 ; *c.u.* = 1,5) • Sable tamisé (*t.e.* = 0,7 à 0,9 ; *c.u.* = 1,2 à 1,3) • Rapport des *t.e.* entre 2 et 3	0,4 anthracite 0,6 à 1 sable	5 à 20	• Air seul (55 à 70) • Air (50 à 60) + eau (5 à 8) + balayage (6) pendant 10 min • Eau seule (20 minimum) pendant 10 min minimum • Eau seule (45 à 50) pour reclassement	• h_{eau} = 0,5 à 1 m • Δh_{max} = 2,5 m
Rapide sous pression monocouche (4)	Sable ou anthracite tamisés (*t.e.* = 0,55 à 1,35 ou 0,35 à 0,95)	0,6 à 2	4 à 20	• Air (50 à 60) + eau (5 à 7) • Eau seule (15 à 25) ou • Eau seule (25 à 35 pour plus faible *t.e.* et 70 à 90 pour plus forte *t.e.*)	• ΔP_{max} = 0,2 à 1,5 bar • Diamètre = 1,4 à 3 m

Δh_{max} et ΔP_{max} sont les pertes de charge en fin de cycle, h_{eau} est la hauteur d'eau au-dessus du lit filtrant.
(1) De type AQUAZUR® V et FILTRAFLO® F, MD et SV.
(2) De type AQUAZUR® T.
(3) De type FILTRAFLO® DC et MEDIAZUR®.
(4) De type FV2B®, HYDRAZUR® et FILTRAFLO® FV.

12.5 Les essais en vue d'optimiser la filtration en profondeur

La filtration est une des opérations de clarification conventionnelle qui nécessite beaucoup de suivi. En effet, c'est très souvent le dernier « rempart » contre la turbidité et cette opération joue d'autres rôles importants vis-à-vis de nombreux paramètres de qualité (microbiologie, azote ammoniacal, COD, coagulants et floculants résiduels, autres métaux…) (cf. § 12.6).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Outre les contrôles sur l'eau (cf. § 8.1), les matériaux filtrants eux-mêmes doivent faire l'objet d'un suivi qualité. De plus, comme les contraintes hydrauliques (pertes de charge) prennent généralement le pas sur la qualité de l'eau en termes de durée des phases de filtration, il faudra de temps en temps effectuer des contrôles spécifiques sur le fonctionnement des filtres.

12.5.1 Contrôle des matériaux du lit filtrant

Pour un filtre en fonctionnement, le (ou les) matériau(x) et le lit filtrant doivent être contrôlés de temps en temps, notamment au niveau des paramètres suivants qui sont ensuite comparés aux données de dimensionnement affichées par le constructeur (ou modifiés lors d'une réhabilitation de filière par exemple) :

- hauteur de lit, H : une perte de matériau granulaire par le lavage peut conduire à une diminution significative de cette hauteur et à une détérioration de la qualité de l'eau ;
- analyse granulométrique d'un échantillon de matériau granulaire (cf. F-B19) représentatif du lit filtrant : la perte éventuelle de matériau par lavage concerne principalement les grains de plus petites tailles, ce qui conduit à une augmentation de *t.e.* et une diminution de *c.u.*, donc à une détérioration de la qualité de l'eau ;
- hauteur d'eau en charge h_{eau} : une diminution entraîne une diminution de la ΔP_{max} et des phénomènes d'« embolie gazeuse ».

Remarques

• Le contrôle des paramètres suivants, masse volumique des grains ρ_G, porosité du lit ε et facteur de forme des grains Φ_G, est assez rare sur un matériau en cours d'utilisation (cf. F-B19), mais plus fréquent sur un matériau « neuf », en plus de l'analyse granulométrique bien évidemment.

• Les micro-organismes présents dans le lit filtrant sont parfois suivis (cf. F-B19). Les dosages particuliers d'éléments métalliques adsorbés ou déposés sur les grains sont réalisés par les méthodes spécifiques aux sédiments.

Copyright © 2015 Dunod.

12.5.2 Comment suivre le fonctionnement d'un filtre ?

Le suivi du fonctionnement d'un filtre en profondeur se fait toujours par mesure simultanée de la qualité de l'eau traitée (généralement par la turbidité) et de la perte de charge. Ces performances sont souvent tributaires des performances des ouvrages en amont (coagulation/floculation, décantation, flottation, collage sur filtre, pré-filtration, oxydation, etc.).

Mesures intégrant l'ensemble du filtre

Sur la qualité de l'eau filtrée

La qualité de l'eau filtrée, suivie par la mesure de turbidité, est globalement stable jusqu'à apparition de la fuite ou « crevaison du filtre » à un temps donné t_1 (cf. F-B23). Il faut noter que, en début de filtration (après lavage), il est fréquent d'observer une période de maturation pendant laquelle une partie de l'eau traitée ne satisfait pas le paramètre de qualité souhaité.

Sur la perte de charge totale

Elle peut se lire directement sur les filtres. L'allure de la courbe en fonction du volume cumulé d'eau filtrée (ou du temps de filtration) est plus ou moins exponentielle et atteint la valeur maximale admissible après un temps donné t_2 (cf. F-B23).

Pour un filtre gravitaire à encrassement et à alimentation constante (en débit), le niveau d'eau à l'arrêt constituera un repère. Dès le début de la filtration, le niveau de l'eau va s'élever de quelques dizaines de centimètres à cause de la perte de charge du filtre propre $\Delta h_0/H$ (calculable). Comme la perte de charge augmente avec le temps de filtration (le filtre s'encrasse), le niveau de l'eau au-dessus du matériau filtrant dans ce type de filtre va donc continuellement augmenter jusqu'à atteindre la perte de charge maximale admissible. Sa cote par rapport au niveau à l'arrêt va donner la perte de charge en mètres de colonne d'eau.

Pour un filtre gravitaire à débit constant et à compensation de colmatage, la perte de charge totale du filtre peut être mesurée en aval du filtre, au niveau de l'organe de régulation.

Pour un filtre sous pression, une mesure de pression en entrée peut suffire.

Quelles sont les conditions idéales de fonctionnement ?

Les conditions idéales de fonctionnement d'un filtre sont obtenues quand t_1 est légèrement supérieur à t_2. Notons que l'écart entre t_1 et t_2 dépend de nombreux paramètres de dimensionnement du filtre, ainsi que de la qualité de l'eau (cf. F-B23).

Étude approfondie de l'hydraulique du filtre

Il est possible de mesurer la perte de charge à l'intérieur de la masse filtrante en disposant des tubes piézométriques à différentes profondeurs. L'exploitation des données consiste à tracer (en échelles et unités identiques) la cote géométrique de la base de la prise de pression statique (par rapport à un plan horizontal qui peut être le fond du filtre) en fonction de la perte de charge mesurée dans le tube piézométrique (cf. F-B23).

Si la perméabilité B était uniforme dans toute la masse filtrante, les courbes de charge obtenues devraient être des droites (en excluant le plancher du filtre),

Copyright © 2015 Dunod.

dont la pente dépendrait de la valeur $\Delta h/H$ ou $\Delta P/H$. C'est le cas pour le filtre propre qui présente une perte de charge homogène sur toute la hauteur de couche.

Pour chaque temps de filtration (entre le début de l'alimentation en eau à filtrer et la fin du cycle), c'est également le cas dans les couches profondes du filtre (droites parallèles à celle du filtre propre), tout simplement parce que cette partie du filtre est propre. Par contre, la partie supérieure présente un colmatage important « en surface » et qui décroît en s'enfonçant dans le filtre (d'où la forme « ventrue » des courbes, cf. F-B23).

12.6 Les performances à attendre

La filtration en profondeur (monocouche ou bicouche) est largement utilisée en étape finale de clarification des eaux de surface après les étapes de coagulation, floculation, décantation ou flottation. Elle est également utilisée seule (donc directement) ou après injection de réactifs chimiques (coagulant et/ou oxydant), principalement en traitement des eaux souterraines et de plus en plus rarement en traitement d'eaux de surface d'excellentes qualités (certains lacs).

Les performances présentées ci-dessous sont extraites de données d'usines et d'études pilotes où une colonne de 30 cm de diamètre est souvent utilisée, ce qui ne permet d'évaluer qu'une performance ponctuelle de début de filtration.

12.6.1 Turbidité

En étape finale de clarification

La turbidité des eaux filtrées est généralement très faible de 0,1 à 0,3 NFU (pour 95 % des prélèvements) et dépasse rarement 0,5 NFU et ce pour des eaux décantées dont la turbidité est comprise entre 0,3 et 2 NFU.

En filtration directe avec coagulation

La filtration rapide directe avec coagulation (dite « de contact » ou encore « collage sur filtre ») peut être appliquée quand l'eau brute présente des teneurs en MES < 15 mg/L (ou ≈ 25 NFU) sinon l'eau filtrée risque de présenter une turbidité trop élevée et de conduire à une durée des cycles trop courte. Quand ce type de filtration est pratiqué sur des eaux de lac de bonne qualité, c'est généralement en mode bicouche.

Copyright © 2015 Dunod.

12.6.2 Matières organiques dissoutes (COD)

Ce sont les conditions de coagulation qui déterminent la qualité de l'eau filtrée en termes de COD.

En étape finale de clarification

L'abattement du COD par l'ensemble de la clarification est généralement compris entre 60 et 85 % selon la nature des eaux et le coagulant choisi. L'étape de filtration rapide contribue faiblement à cette performance, en plus de la décantation (ou flottation) : de l'ordre de 5 à 10 %, voire plus si le filtre est en mode bicouche charbon actif/sable.

En filtration directe avec coagulation

L'abattement du COD est très variable (20 à 70 %) car fonction de la dose de coagulant qui n'est pas toujours optimisée en fonction de cet objectif.

12.6.3 Résiduel en coagulant dissous

Comme pour le COD, ce sont les conditions de coagulation qui déterminent les teneurs résiduelles dissoutes en coagulant. On rappelle qu'un sous-dosage significatif de coagulant lors de la phase de coagulation (par rapport à la teneur en COD de l'eau brute) est parfois la cause d'une fuite en métal du coagulant dans l'eau filtrée, surtout quand le pH n'est pas remonté avant la filtration.

En filtration directe avec coagulation, les résiduels d'aluminium sont très souvent inférieurs à 0,1 mg/L.

12.6.4 Micro-organismes

En étape finale de clarification des eaux de surface, pour des eaux brutes de mauvaise qualité, la filtration rapide permet d'atteindre les abattements suivants, en plus de ceux obtenus par les étapes précédentes :

- amibes : 1 à 2 log ;
- bactéries aérobies sporulantes (BAS) : 1 à 2 log ;
- spores de bactéries anaérobies (SASR) : > 3 log ;
- *E. coli* (EC) : 1 log ;
- Entérovirus : élimination totale ;
- *Cryptosporidium* : 2 log.

Par filtration directe rapide avec coagulant, les abattements en *Cryptosporidium* sont de 2 à 3 log et, en filtration lente, de 4 log.

La contamination des filtres avant lavage est rarement évaluée bien qu'elle soit évidente. Les amibes, les BAS et SASR sont réparties sur toute la profondeur (2 log/mL, 4 log/mL et 1 à 2 log/mL respectivement), alors que les EC sont

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

principalement en surface du média (2 log/mL). Le lavage élimine correctement les BAS, SASR, EC et *Cryptosporidium*, mais difficilement les amibes.

12.6.5 Production (ou charge) et fréquence de lavage

En étape finale de clarification

La production annoncée par les constructeurs pour un filtre rapide gravitaire est de l'ordre de 250 m^3 d'eau par m^2 de surface filtrante et par cycle. Dans la réalité, cela dépend du rendement du décanteur (ou du flottateur) mais aussi des habitudes d'exploitation. Pour les usines moyennes, la fréquence de lavage des filtres rapides gravitaires est souvent de 48 à 72 h de fonctionnement, soit des productions de 140 à 200 m^3/m^2 par cycle. Pour certaines très grandes usines où la filtration a fait l'objet d'optimisation et où la décantation est très performante, la fréquence de lavage et la production peuvent atteindre respectivement 100 h et 500 m^3/m^2 (voire plus en mode bicouche). La consommation en eau de lavage est estimée à 5 m^3/m^2 ce qui représente 2 % d'une production de 250 m^3/m^2.

En filtration directe avec coagulation

La capacité de rétention dépend bien sûr de la qualité des eaux brutes. D'après certaines données, elle serait de l'ordre de 4 kg MES/m^3 de lit filtrant, quand la teneur en MES dans l'eau brute est de l'ordre de 10 mg/L, ce qui correspond à 100 m^3 d'eau par m^2 de filtration (pour une hauteur de couche de 1 m).

12.6.6 Monocouche *vs* bicouche

À l'aide d'études sur unité pilote et sur filtre industriel, il a été montré que la filtration bicouche (charbon actif / sable) d'eau de rivière coagulée, floculée et décantée est nettement plus performante que la filtration monocouche (sable). Les paramètres de qualité (turbidité, azote ammoniacal, CODB) sont meilleurs et la durée de filtration proprement dite est augmentée de 20 à 30 %, tout en admettant une vitesse de filtration plus élevée (6 m/h au lieu de 4 m/h).

12.6.7 Filtration lente

Très peu d'installations existent encore en France, sauf en Île-de-France où une coagulation au chlorure ferrique est pratiquée avant filtration.

12.6.8 Nitrification dans les filtres gravitaires à profondeur

Une nitrification (transformation de l'azote ammoniacal NH_4^+ en azote nitrique NO_3^-) se développe naturellement sur les filtres (y compris sur les filtres rapides), à condition qu'ils soient lavés avec de l'eau non chlorée. Cette propriété des

Copyright © 2015 Dunod.

filtres conduit à une élimination de l'azote ammoniacal, freinée en eau froide notamment sur le sable (cf. § 27.4).

12.7 Les dysfonctionnements courants

12.7.1 Sur la turbidité

Lorsque la turbidité est trop élevée dans l'eau filtrée, il faut (du plus « simple » au plus délicat) :

- vérifier le fonctionnement des étapes (de clarification) précédentes, qui peut en être la cause principale ;
- diminuer (si possible) la vitesse de filtration U ;
- augmenter la hauteur de matériau filtrant H (après l'avoir comparée à la valeur initiale) ;
- diminuer la taille effective du matériau (après avoir vérifié la granulométrie), afin de faire tendre « $H/t.e.$ » vers 1 000 ;
- changer le matériau en diminuant le coefficient d'uniformité du matériau ou en passant en mode bicouche.

Lorsque la phase de maturation est trop importante, il faut optimiser le lavage.

12.7.2 Sur la perte de charge

Lorsque l'augmentation de la perte de charge est trop rapide (ou lorsque les cycles de filtration sont trop courts), il faut (dans l'ordre) :

- vérifier le fonctionnement des étapes (de clarification) précédentes ;
- augmenter la taille effective du matériau (après avoir vérifié la granulométrie) et faire tendre « $H/t.e.$ » vers 1 000 ;
- passer en bicouche.

12.7.3 Sur la fuite de coagulant (Fe ou Al) dissous

Lorsqu'il est observé une fuite de coagulant (Fe ou Al), il faut :

- préciser l'état du métal présent, dissous ou en suspension ;
- ramener à un problème de turbidité si la fuite en coagulant est particulaire ;
- vérifier les conditions de coagulation (sous-dosage et/ou pH mal adapté) si le métal est dissous ;
- ajuster la valeur du pH (généralement en l'augmentant) avant la filtration.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

12.8 La gestion des eaux de lavage

12.8.1 Classiquement

En général rejetées dans le réseau d'assainissement ou dans la ressource en eau (parfois après traitement), les eaux de lavage de filtres représentent en moyenne 2 % de la production, avec exceptionnellement des proportions atteignant 10 %.

12.8.2 Le recyclage

La gestion classique des eaux de lavage entraîne une perte en eau très significative, notamment quand la ressource est rare et/ou difficile à traiter. La pratique du recyclage (en tête de filière) peut donc constituer une alternative d'intérêt.

Quel est le risque sanitaire ?

Le problème principal des eaux de lavage de filtres est, bien sûr, qu'elles contiennent des micro-organismes et des résiduels de métaux (coagulants principalement), ainsi que des micropolluants.

Dans les filières pour eaux de surface (et les eaux souterraines influencées par les eaux de surface), les dangers sont de nature microbiologique, notamment ceux liés aux parasites protozoaires (*Cryptosporidium* et *Giardia*) et de nature chimique, à cause de la présence de micropolluants minéraux (cationiques) et organiques (acrylamide). Dans les filières spécifiques pour eaux souterraines, les dangers à prendre en compte sont dus au paramètre traité.

Aspect réglementaire

Actuellement, il faut une autorisation de la DGS pour recycler. Cette autorisation est examinée et donnée (ou non) au cas par cas, avec une principale recommandation : ne pas dégrader la qualité de l'eau dans laquelle sont introduits les effluents recyclés.

Toutefois, compte tenu de l'augmentation des demandes, et comme les dangers semblent dépendre plus des procédés de traitement que de la qualité de l'eau brute, il est probable qu'une réglementation plus précise et plus stricte (en termes d'exigences analytiques et de modalités de recyclage) soit imposée prochainement.

La méthodologie actuelle

Une méthodologie a été testée par une compagnie et une Agence de l'eau pour ne pas dégrader l'eau brute en tête de filière. C'est une modélisation par calcul itératif (et non pas par voie analytique) basée sur des bilans massiques de kystes de *Cryptosproridium* ainsi que sur les valeurs d'abattement à chaque étape de traitement retenues par la bibliographie.

Copyright © 2015 Dunod.

Pour les filières comportant une étape de décantation (la flottation n'a pas été prise en considération), la détérioration de l'eau brute reste de l'ordre de 1 % d'augmentation, pour un taux de recyclage de 5 % maximum (par rapport au débit traité), alors qu'elle est plus importante pour les filières n'incluant pas de décantation Dans ce dernier cas, le recyclage ne peut pas être pratiqué.

Les préconisations (ou obligations) probables, à venir

Un groupe de travail de l'ANSES a été sollicité récemment et a émis quelques recommandations pour un recyclage en tête de filière (exclusivement), couplées à une demande d'amélioration des connaissances sur le sujet. Les recommandations sont résumées ci-dessous, telles que publiées récemment :

- le recyclage ne concerne que les eaux de lavage sans aucun produit chimique ajouté autre que le chlore, et présentant une turbidité ≤ 2 NFU ;
- un plan de surveillance incluant *a minima* la turbidité doit être mis en place, avec un contrôle possible des bactéries anaérobies sulfito-réductrices (y compris les spores) et une vigilance particulière sur l'acrylamide en cas d'utilisation de polyacrylamide sur l'usine.

Certains exploitants ajoutent que le programme de surveillance doit être complété et adapté à chaque cas, que le recyclage doit être inférieur à 10 % (du débit instantané) et que plusieurs aménagements doivent être appliqués sur les filières, comme le contrôle en ligne des débits d'effluents recyclés et de leur turbidité ainsi que la couverture des bâches de stockage des eaux de lavage.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

13 Filtration membranaire

La clarification membranaire est très utilisée pour la production d'eau potable à partir d'eaux souterraines pour lutter contre la turbidité des eaux d'origine karstique et/ou pour traiter les eaux souterraines contenant des matières organiques naturelles ou anthropiques (avec injection de coagulant et/ou de charbon actif en poudre dans ce cas).

En production d'eau potable à partir d'eaux de surface, la microfiltration et l'ultrafiltration sont de plus en plus fréquemment utilisées. Leur place classique dans la filière est en traitement d'affinage avec injection de charbon actif en poudre (cf. partie D). Elles sont donc généralement placées après une clarification conventionnelle incluant une filtration en profondeur. Toutefois, ces procédés (surtout l'UF) peuvent aussi remplacer la filtration en profondeur dans la filière.

Avec la filtration membranaire par microfiltration (MF) ou ultrafiltration (UF) « lâche », on cherche à éliminer les mêmes particules qu'avec la filtration en profondeur tout en étant plus performant vis-à-vis de la turbidité et des micro-organismes (notamment de type protozoaires).

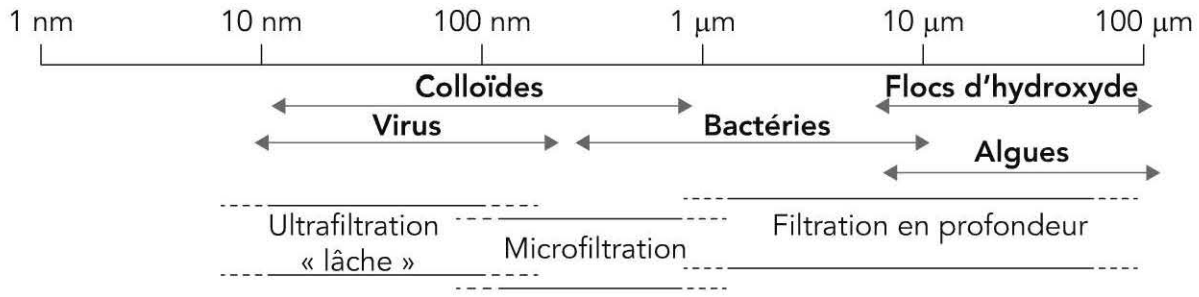


Figure 13.1 Tailles de particules et types de filtrations correspondants.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

13.1 Quelles membranes, quels modules et mode d'alimentation pour la clarification ?

13.1.1 Par ultrafiltration

Membranes

Les membranes de UF utilisées en France, depuis la fin des années 1980 jusqu'à aujourd'hui, ont été et sont toujours organiques, principalement en polysulfone (PSf) ou en acétate de cellulose (AC), voire en polypropylène (PP) ou encore en fluorure de polyvinylidène (PVDF) (cf. F-B25). Elles sont disposées dans des modules en fibres creuses (cf. F-B28), mises à part quelques exceptions. Ces membranes peuvent être à peau interne ou externe.

Figure 13.2 Skids d'ultrafiltration X-Flow, usine des Eaux de Rochereau, Syndicat Vendée Eau. Débit : 900 m^3/h.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Copyright © 2015 Dunod.

Figure 13.3 Skids d'ultrafiltration de l'usine de L'Hay-les-Roses.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Pour les petits débits, des systèmes UF compacts sont disponibles.

Figure 13.4 Ultrafiltration – Système produisant de 50 à 260 m^3/h.
(Illustration et légende fournies par ©Aquasource)

Seuil de coupure et perméabilité

Celles utilisées en clarification sont dites « lâches » ou « à grands pores » et présentent un seuil de coupure de l'ordre de 100 kDa (1 Da ou dalton = $1{,}66.10^{-24}$ gramme) et une porosité de l'ordre de 10 nm à quelques dizaines de nm. Elles rejettent l'ensemble des micro-organismes (à plus de 4 à 6 log d'abattement selon les micro-organismes), les matières en suspension et colloïdes et quelques macromolécules. Leur perméabilité A^* est de l'ordre de 90 à 150 $L/h.m^2.bar$.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

13.1.2 Par microfiltration

Membranes

Les membranes de MF utilisées en France, étaient à l'origine (fin des années 1980 et tout début des années 1990) soit de type minéral, en céramique d'alumine et en modules tubulaires, soit organiques et en modules fibres creuses. Aujourd'hui, elles sont presque toujours organiques, en polypropylène (PP) ou en fluorure de polyvinylidène (PVDF) (cf. F-B25), disposées en modules fibres creuses (cf. F-B28).

Porosité et perméabilité

Elles présentent une porosité comprise entre 0,1 à 0,45 µm (souvent de 0,2 µm) et rejettent les matières en suspension et colloïdes et l'ensemble des micro-organismes à l'exception des virus. Leur perméabilité A^* est de l'ordre de 250 à 350 L/h.m^2.bar.

13.1.3 Mode d'alimentation et taux de conversion

On distingue deux modes d'alimentation en modules à fibres creuses (cf. F-B30), pour la clarification par UF comme par MF :

- le mode d'alimentation frontal assuré par une pompe dite « de gavage », mode de plus en plus utilisé même en UF : l'extrémité aval des fibres est obstruée, noyée dans le carter. Le taux de conversion Y est de 80 à 100 %. C'est le mode le moins consommateur d'énergie et d'investissement ;
- le mode tangentiel avec recirculation assurée par une seconde pompe : le flux de retentat est évacué par l'extrémité aval des fibres et est relié à l'aspiration de la pompe de recirculation. Le taux de conversion est de 15 à 30 %. La vitesse de recirculation à la surface de la membrane est comprise entre 0,7 et 1,2 m/s selon la qualité de l'eau brute (5 fois plus élevée pour les membranes en céramique).

Le marché propose aujourd'hui des agencements de modules en fibres creuses pouvant opérer en alimentation mixte. Cela permet de fonctionner la plupart du temps en mode frontal (moins coûteux en énergie) et passer en mode tangentiel lorsque l'eau brute se dégrade, en termes de matières organiques par exemple.

Un bilan réalisé en France sur plusieurs unités de UF fonctionnant depuis plusieurs années en mode tangentiel ou mixte (sans ajout de coagulant) fait apparaître une vitesse de recirculation moyenne de 0,75 à 0,9 m/s.

Copyright © 2015 Dunod.

13.2 Comment optimiser la clarification membranaire ?

13.2.1 Prétraitements

Dans la grande majorité des cas, il faut protéger la filtration membranaire d'une préfiltration. Les « seuils de coupure » recommandés pour ce prétraitement sont :

- de 500 µm pour la microfiltration ;
- de 200 µm pour l'ultrafiltration.

13.2.2 Flux de perméation constaté en usine

Un bilan réalisé sur les unités françaises de UF annonce un *J* moyen de 100 à 150 L/h.m^2 pouvant atteindre 200 L/h.m^2 dans certaines conditions favorables de qualité d'eau brute.

En microfiltration, *J* est souvent du même ordre de grandeur, mais peut atteindre 500 à 600 L/h.m^2 dans certains cas de MF en mode tangentiel avec une vitesse de recirculation de 3 m/s.

13.2.3 Pression transmembranaire constatée en usine

Les valeurs de PTM sont globalement comprises entre 0,5 et 1,5 bar avec des valeurs plus extrêmes :

- 0,2 à 0,3 bar est une PTM parfois citée pour des unités de MF ;
- alors que des valeurs supérieures à 2 bar peuvent être observées pour des unités de UF.

Remarque

Les lois de filtration membranaire montrent que la valeur de la PTM augmente avec le flux de perméation *J* et la viscosité de l'eau (donc avec la diminution de la température). Elle augmente également avec l'apparition du colmatage et avec l'augmentation de la vitesse de recirculation en mode tangentiel.

13.2.4 Rétrolavage

Le but du rétrolavage est de nettoyer la membrane des dépôts créant une résistance facilement éliminable (comme un dépôt de type « gâteau ») (cf. F-B32). Ce rétrolavage présente généralement les caractéristiques suivantes :

Copyright © 2015 Dunod.

- pour l'ultrafiltration en mode tangentiel ou mixte : avec perméat chloré (à 0,3 g/m^3) pendant environ 60 s avec une périodicité de 1 à 3 h et un débit au moins deux fois égal à celui de l'alimentation ;
- pour la microfiltration en mode frontal : avec air à 5-6 bar pendant environ 30 s, 2 à 4 fois par heure, voire plus en cas de pointe de turbidité dans l'eau brute.

Le rétrolavage est programmé par temporisation, mesure de la pression ou encore de la turbidité.

Malgré ces rétrolavages, la perméabilité des membranes de MF et (surtout) de UF diminue au fur et à mesure des cycles de filtration. En mode frontal (mixte), une méthode de lutte consiste à effectuer un « flushing », c'est-à-dire une ouverture de la boucle de recirculation.

13.2.5 Nettoyage chimique

Des nettoyages chimiques sont également indispensables. Ce nettoyage chimique est généralement réalisé quand le flux a diminué de 40 % (en moyenne). Les conditions sont très variables d'une installation à une autre. Plusieurs types de réactifs sont utilisés :

- la soude pour dissoudre les dépôts de matières organiques naturelles ;
- l'acide nitrique ou citrique pour dissoudre les dépôts métalliques et/ou les complexer ;
- les oxydants (chlore principalement ou peroxyde d'hydrogène) pour les dépôts de biofilms ;
- des complexants et détergents divers.

On peut citer quelques cas pratiqués sur plusieurs usines. Très variables, ils sont plus le résultat d'habitudes d'exploitation que de l'application de consignes définies par le dimensionnement initial. Par exemple :

- pour une installation donnée d'ultrafiltration, il est pratiqué un lavage chimique une fois par jour à pH 13, et une fois tous les 4 jours à pH 2 (10 min chacun) ;
- pour une autre installation en UF, la pratique est de laver avec un détergent (à 70 g/m^2), tous les 200 à 600 m^3 d'eau traitée par m^2 ;
- pour certaines filtrations membranaires en UF et en MF, c'est plutôt l'eau chlorée (à 200 mg/L) et des solutions d'acide citrique (à 20 g/L) qui sont utilisées ;
- pour une autre installation en MF, il est pratiqué un nettoyage chimique une fois par mois à la soude et à l'acide et si nécessaire avec du peroxyde d'hydrogène.

Copyright © 2015 Dunod.

Les membranes perdent un peu de perméabilité (10 % en moyenne) malgré le nettoyage chimique, perte due au colmatage irréversible (cf F-B31).

13.2.6 Coagulation sur membrane

La coagulation sur membrane de MF peut être pratiquée, généralement avec un polychlorure d'aluminium. L'utilisation de polymère est fortement déconseillée, car elle peut entraîner une augmentation du colmatage irréversible.

Il a été montré récemment qu'une micro-coagulation sur UF conduit à une amélioration des performances hydrauliques (diminution plus faible de la perméabilité avec le temps). Les doses appliquées sont très faibles (1 à 1,5 g $FeCl_3$ par m^3) et n'ont aucun effet sur la qualité de l'eau traitée.

13.2.7 Autres éléments de dimensionnement

Lors du dimensionnement d'un procédé de clarification membranaire, il ne faut pas oublier un certain nombre de postes annexes indispensables au fonctionnement du procédé, comme :

- un stockage de perméat (1 à 2 h d'autonomie) ;
- une unité de production d'air comprimé (compresseur, sécheurs, filtres, réservoir) ;
- une unité de préparation des réactifs de nettoyage chimique, avec recirculation des eaux de lavages et bassin de récupération des eaux sales ;
- un automate couplé à des capteurs de pression et de turbidité.

13.3 Quels contrôles sur les membranes ?

Les membranes sont caractérisées par des propriétés macroscopiques et microscopiques (cf. § 7.4.1 et F-B27) qui peuvent être comparées sur différentes membranes neuves ou sur une même membrane avant et après utilisation. Il s'agit principalement pour les propriétés macroscopiques de la perméabilité, du caractère hydrophile ou hydrophobe, de la charge de surface, et pour les propriétés microscopiques, de la rugosité et de la porosité.

13.3.1 Perméabilité

Il s'agit de mesurer le flux de perméation J, la pression transmembranaire PTM (ou ΔP) et la température de l'eau (pour la viscosité η_L), directement sur un module (en configuration pilote ou usine) ou sur un lot de fibres (au laboratoire) et de calculer ensuite la perméabilité A^*, afin de la comparer avec la valeur annoncée par le fournisseur.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Il est conseillé de faire plusieurs fois cette mesure pendant plusieurs cycles de filtration entre plusieurs rétrolavages et après lavage chimique.

13.3.2 Autres propriétés à contrôler éventuellement

L'hydrophobicité d'une membrane est généralement évaluée par la mesure de l'angle de contact du profil de goutte déposée ou de bulle captive (cf. F-B27).

La charge de surface est évaluée par la technique dite « du potentiel d'écoulement » (cf. F-B27).

La topographie de surface permettant d'évaluer la rugosité et la porosité peut être analysée par microscopie AFM (cf. F-B27).

13.3.3 Tests à faire sur membrane

Tests d'innocuité sur membranes et modules neufs

Pour être autorisées, les membranes et les modules doivent être décrits précisément et des tests d'innocuité doivent être préalablement effectués par un laboratoire agréé (ou habilité). Un rapport publié par l'ANSES (« Lignes directrices pour l'évaluation de l'innocuité des modules de filtration et de l'efficacité des procédés membranaires ») précise l'ensemble des consignes et des procédures. On peut citer les consignes principales suivantes :

- examen de la conformité de la liste de toutes les substances utilisées pour tous les éléments constitutifs du module (membrane, empotage et carter), notamment leur composition chimique et les références ;
- examen de la conformité des produits de conditionnement, conservation, nettoyage et désinfection ;
- évaluation d'éventuelles migrations dans l'eau, dans les conditions normales et préconisées d'utilisation ;
- examen de l'efficacité de rétention des particules et colloïdes, dont microorganismes (protozoaires, bactéries, virus, algues, etc.) ;
- application de tests d'intégrité des modules en cours d'exploitation (cf. ci-dessous) ;
- examen des résultats d'études pilotes.

Tests d'intégrité sur membranes et modules en service

En cours d'exploitation, des tests d'intégrité doivent être pratiqués (cf. F-B27), ce sont soit des méthodes discontinues (c'est-à-dire à l'arrêt), comme la méthode du point de bulle et la méthode de la baisse de pression, soit des méthodes continues (en fonctionnement), comme le comptage des particules dans le perméat.

Copyright © 2015 Dunod.

Les membranes usagées peuvent être « autopsiées » en analysant leurs propriétés microscopiques par microscopie électronique à balayage (MEB) pour la porosité, par microscopie à force atomique (AFM) pour l'état de la surface et par spectroscopie d'électron (ESCA ou XPS) et spectrométrie de masse des pyrolysats (pyrolyse/GC/MS) pour l'analyse chimique du dépôt.

13.3.4 Les études sur unités pilotes sont indispensables

Pour l'ensemble des installations réalisées, des essais sur unités pilotes ont toujours été effectués. Ces essais sont systématiquement conseillés ; leurs objectifs sont généralement :

- de choisir les membranes et modules les mieux adaptés à la situation (qualité d'eau brute, intégration éventuelle dans la filière, etc.) et à l'efficacité recherchée ;
- d'optimiser les paramètres de fonctionnement (flux, pression transmembranaire, taux de conversion, vitesse de recirculation, fréquence de rétrolavage, type et fréquence de lavage chimique) ;
- de vérifier l'absence de colmatage irréversible pour une qualité d'eau exceptionnellement défavorable (cet objectif nécessite une étude de longue durée) et/ou étude du prétraitement nécessaire pour limiter ce colmatage ;
- d'étudier l'intégrité du système choisi et son comportement dans la durée (vieillissement) éventuellement en banc spécial de vieillissement.

13.4 Les performances à attendre

En production d'eau potable, la microfiltration n'est quasi utilisée qu'en clarification des eaux souterraines. Toutefois, l'utilisation de l'ultrafiltration en eau souterraine est en constante progression, elle représente 40 à 50 % du marché. Une autre part importante (et croissante) du marché de l'UF est aujourd'hui prise par les traitements de finition des eaux de surface, notamment avec le couplage « charbon actif/UF » (cf. § 23.5).

En clarification membranaire, les performances attendues sont globalement de deux ordres :

- sur la qualité de l'eau traitée où les performances en turbidité sont toujours bien meilleures qu'avec les procédés conventionnels de clarification, à condition que les membranes et modules soient intègres ;
- sur la durée des temps morts et les coûts d'exploitation (rétrolavages, lavages chimiques, colmatage irréversible, vieillissement et renouvellement des membranes, main-d'œuvre, énergie consommée, destination des concentrats…)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

où les performances sont toujours plus difficiles à prévoir et toujours plus préoccupantes pour l'exploitant que celles sur la qualité de l'eau dans ce cas.

13.4.1 Sur la qualité de l'eau traitée

Le tableau 13.1 présente les principales qualités des eaux traitées qui sont fréquemment mentionnées par les constructeurs et dans les bilans d'exploitation.

Tableau 13.1 Performances attendues en clarification membranaire.

Procédé	Turbidité[1]	Métaux particulaires[2] ($Fe^{(3)}$, Al, Mn)	COT[4]	Micro-organismes			
				Cryptosporidium	*Giardia*	Bactéries[5]	Virus
MF	< 0,1 NFU	< 20 µg/L	Max. 20 %	> 5 ou 6 log[6]	> 5 ou 6 log[6]	> 6 log	1 à 3 log[6]
UF	< 0,05 NFU	< 20 µg/L	Max. 20 %	> 5 ou 6 log[6]	> 5 ou 6 log[6]	> 6 log	> 4 log

(1) Même avec des pointes de 700 NFU. (2) Métaux les plus présents dans les eaux souterraines sous forme particulaire. (3) Même avec des pointes à 1 mg/L. (4) C'est le carbone organique particulaire (COP) qui est éliminé. (5) Coliformes, streptocoques et bactéries anaérobies sulfito-réductrices. (6) Selon les sources.

On peut noter également que les algues sont totalement éliminées mais les microcystines dissoutes ne le sont pas du tout, à l'exception, bien sûr, du potentiel de relargage (par les algues) dans l'eau traitée par rapport à celui de l'eau brute. Des diminutions légères (parfois significatives) de la demande en chlore et du potentiel de formation de THM sont mentionnées.

13.4.2 Sur les temps morts et la perte en eau

Bien que les rétrolavages soient des opérations très rapides (30 à 60 s), il est important de noter que les nettoyages chimiques imposent des arrêts de fonctionnement qui peuvent durer 4 à 24 h.

Pour l'ensemble de ces rétrolavages et nettoyages chimiques, la perte en eau est de l'ordre de 2 % (comme en filtration conventionnelle).

13.4.3 Sur les coûts d'exploitation

L'énergie consommée par les techniques de filtration membranaire peut être un frein à leur développement. L'estimation de la puissance consommée W liée au fonctionnement de la pompe d'alimentation (ou de gavage) est (classiquement) le produit du débit d'alimentation q_{VA} par la pression transmembranaire ΔP, le tout divisé par le rendement de la pompe σ. Il faut rapporter cette consommation à la production q_{VP} (en m^3 d'eau filtrée) :

Copyright © 2015 Dunod.

$$W = q_{VA} \,.\, \Delta P \,/\, (\sigma \,.\, q_{VP}) = \Delta P \,/\, (\sigma \,.\, Y)$$

Remarque

En filtration tangentielle, il faut ajouter la puissance consommée par la pompe de recirculation qui se calcule de la même façon, à condition de connaître la perte de charge de recirculation occasionnée par le module.

En filtration membranaire, l'énergie consommée représente entre 40 et 65 % des coûts de fonctionnement (hors amortissement), les autres postes étant les réactifs (3 à 9 %) et la main-d'œuvre (30 à 50 %).

Selon le procédé (MF consomme moins d'énergie que UF) et le mode d'alimentation (le mode tangentiel est le plus consommateur), il faut compter entre 300 et 750 Wh par m^3 de perméat produit.

13.4.4 Sur le devenir des concentrats et des eaux sales de lavage

Quand il n'y a pas d'ajout de réactifs, les concentrats peuvent être rejetés dans le milieu naturel avec respect des conditions imposées par l'autorisation, en termes de concentration et de température.

Si ce rejet n'est pas autorisé ou si des réactifs sont ajoutés, les concentrats, ainsi que les eaux sales de nettoyage sont redirigés en stations d'épuration. Un prétraitement par microfiltration ou par décantation est conseillé.

Il faut noter qu'un recyclage des concentrats peut être envisagé (cf. § 12.8).

13.4.5 Sur le vieillissement des membranes

Les causes principales de vieillissement des membranes de MF et UF sont les lavages chimiques, la présence de résiduels de prétraitement (coagulant, CAP), le recyclage (« flushing »), les à-coups de pression et l'abrasion par les particules traversant la pré-filtration.

Il a été montré plusieurs fois que l'exposition au chlore diminue les performances des membranes de UF (fibres creuses en PSf) en termes de flux (par modification des propriétés de surface), mais avec peu d'influence sur la résistance mécanique.

D'après les données disponibles, la longévité des modules peut être courte (3 ans) ou beaucoup plus longue (12 ans). On estime généralement une fréquence moyenne de 5 ans pour le renouvellement des modules. Les tests d'intégrité permettent d'évaluer le vieillissement.

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Une des causes de la diminution de la durée de vie des membranes est l'augmentation de la fréquence ou l'accélération du colmatage réversible chimiquement (et irréversible).

• À ce sujet, il faudra veiller, d'une part, à minimiser les précipitations à l'intérieur des pores (ex. : la précipitation lente du manganèse) et, d'autre part, à ne pas utiliser de polyélectrolytes (pour la floculation) juste en amont de la membrane, notamment à des doses importantes comme celles utilisées pour les décanteurs à grande vitesse.

• Dans ces derniers cas, une filtration en profondeur (sur sable ou autre matériau granulaire), placé avant la filtration membranaire, limitera réellement ces inconvénients.

Copyright © 2015 Dunod.

Sources et supports

Ouvrages

P. Rivet. *Guide de la séparation liquide-solide,* publié sous l'égide de la Société française de filtration, éditeur IDEXPO, 1981.

J. M. Montgomery. *Water Treatment: Principles and Design*, published by John Wiley and Sons Ltd, 1st edition, 1985 (2nd revised edition, 2005).

Agence de l'eau Loire-Bretagne, B. Legube. *Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable*, guide technique publié par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, septembre 1996.

Degrémont Suez. *Mémento technique de l'eau*, 10e édition française, 2005.

J.P. Duguet (coordonnateur) et coll. *Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine*, ASTEE, travaux de la commission « Distribution de l'eau » de l'ASTEE, 1re édition, 2006.

J. Rodier, B. Legube (coordonnateur), N. Merlet et coll. *L'analyse de l'eau*, Dunod, 9e édition, 2009.

Autres supports

P. Aimar. « Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Mise œuvre et performances », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence w4110.

P. Aimar, P. Bacchin, A. Maurel. « Filtration membranaire (OI, NF, UF, MFT) – Aspects théoriques : mécanismes de transfert », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence j2789.

P. Aimar, P. Bacchin, A. Maurel. « Filtration membranaire (OI, NF, UF, MFT) – Aspects théoriques : perméabilité et sélectivité », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence j2790.

P. Aptel. « Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Applications en traitement des eaux », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Chimie verte »), référence j2794.

C. Causserand. « Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Caractérisation des membranes », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Opérations unitaires – Techniques de séparation sur membranes »), référence j2792.

J-L. Bersillon, P. Blazy, E.-A. Jdid, « Décantation – Aspects théoriques », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence j3450.

J-L. Bersillon, P. Blazy, E.-A. Jdid, « Décantation – Équipements et procédés », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines », thème « Technologie de l'eau »), référence j3451.

S. Desclaux, J.-C. Remigy. « Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Présentation des membranes et modules », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Opérations unitaires – Techniques de séparation sur membranes »), référence j2791.

D. Leclerc. « Filtration en profondeur – Aspects théoriques », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence j3503.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

B. Legube. Cours « Opérations de séparation liquide-solide » et cours « Eau potable ». Formation ingénieur ENSI-Poitiers (non publié).

P. Mouchet. « Traitement des eaux avant utilisation. Matières particulaires », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Eaux industrielles », thème « Environnement »), référence g1170.

Principaux articles et textes de conférences (en langue française)

Extraits des revues *Techniques, Sciences, Méthodes* (TSM) et *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* (EIN), des recueils de conférences des « Journées Information Eaux de Poitiers » (JIE), ainsi que des conférences de stage de formation permanente APTEN-Poitiers.

Coagulation/floculation (réactifs, optimisation)

H. Meyer, E. Germain. « Les mélangeurs statiques améliorent la floculation et réduisent les frais d'exploitation des stations de traitement d'eau », EIN, 1985, n° 94, p. 38-40.

N. Leoni, A. Girou, M.-T. Maurette, E. Puech-Costes, C. Rubat du Merac. « Utilisation des plans d'expérience pour modéliser la phase de coagulation/décantation. Optimisation du traitement d'une usine de potabilisation », JIE, 1994, conf. 17, 16 p.

F. Carbonnier, F. Nauleau, Y. Gouriten. « Coagulation mixte », TSM, 1997, n° 7-8, p. 3-8.

N. Valentin, T. Denoeux. « Modélisation du procédé de coagulation en traitement d'eau potable à l'aide de réseaux de neurones artificiels (RNA) », JIE, 2000, conf. 23, 11 p.

J.-F. Boussely, C. Losada, P. Zydowicz. « Un nouveau PACS haute basicité pour les eaux faiblement minéralisées », EIN, 2002, n° 256, p. 45-49.

I. Baudin, L. Kerlidou, J. Allouis, M. Salle, J.-M. Rodriguez, A. Bruchet, V. Decottignies, C. Helmer, R. Bonnard, P. Pieronne, C. Galvan-Salazar, X. Bernat. « Évaluation de floculants verts alternatifs au polyacrylamide (PAM) pour la production d'eau potable », JIE, 2014, conf. 8, 18 p.

Coagulation/floculation (performances)

M.-M. Bourbigot, A. Pagliardini, P. Marteil. « Étude des facteurs déterminant la fuite en aluminium dans les eaux potables », TSM, 1988, n° 2, p. 73-77.

H. Paillard, G. Gouesbet, E. Lefebvre, B. Legube. « Coagulation par les sels de fer dans le traitement des eaux de surface riches en matières organiques. Avantages et inconvénients », JIE, 1988, conf. C1, 26 p.

E. Lefebvre, B. Legube. « Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface : effets du pH et de la concentration en substances humiques », *Water Research*, 1990, n° 24, p. 591-606.

P. Leroy, E. Lefebvre. « Optimisation des filières de traitement d'eaux de retenues riches en matière organique », JIE, 1992, conf. 8, 18 p.

F. Carbonnier, F. Nauleau. « Traitement des algues : détection des blooms ; élimination par clarification », TSM, 1995, n° 10, p. 743-746.

F. Carbonnier, F. Nauleau, Y. Gouriten. « Coagulation mixte », TSM, 1997, n° 7-8, p. 3-8.

S. Bouzida, M. Gervais, M. Vimont. « Automatisation de l'injection de coagulant par absorption UV à 254 nm », EIN, 2002, n° 252, p. 39-42.

R. Treguer, D. Wolbert, A. Couvert, H. Suty, G. Randon. « Optimisation de la coagulation floculation en vue de l'élimination des matières organiques dissoutes », JIE, 2004, conf. 22, 14 p.

I. Baudin, L. Kerlidou, J. Allouis, M. Salle, J.-M. Rodriguez, A. Bruchet, V. Decottignies, C. Helmer, R. Bonnard, P. Pieronne, C. Galvan-Salazar, X. Bernat. « Évaluation de floculants verts alternatifs au polyacrylamide (PAM) pour la production d'eau potable », JIE, 2014, conf. 8, 18 p.

Copyright © 2015 Dunod.

Décantation (techniques et dimensionnement)

P. Dauthuille. « Un nouveau décanteur à hautes performances : le Densadeg », TSM, 1988, n° 2, p. 63-72.

J.-C. Dernaucourt, F. de Dianous, J.-C. Druoton, A. Grimaud. « Un nouveau procédé de clarification à très haute compacité », EIN, 1990, n° 135, p. 43-45.

E. Pujol, F. de Dianous, J.-C. Druoton. « Intérêt de la floculation lestée. Élaboration d'un nouveau procédé de clarification : l'Actiflo® », JIE, 1990, conf. 9, 17 p.

P. Dauthuille, G. Gelas, C. Renault. « Le Densadeg de Morsang III. Bilan de deux années d'exploitation », JIE, 1990, conf. 10, 17 p.

Y. Richard, P. Dauthuille, J. Marchand. « Nouveaux progrès de la décantation », EIN, 1992, n° 154, p. 54-58.

F. Pujol, M. Vullierme, J.-C. Druoton, J. Sibony. « Performances du décanteur Actiflo® à l'usine de Neuilly-sur-Marne », TSM, 1993, n° 11, p. 557-562.

Z. Do-Quang, A. Cockx, F. Bernazeau, J.-M. Laine, S. Darnis. « Les outils de modélisation numérique au service de la réhabilitation des décanteurs utilisés en traitement de l'eau potable », JIE, 2000, conf. 24, 8 p.

Flottation (techniques, dimensionnement et performances)

A. Boulant, H. Jaquemet, R. Albert, M. Buisson, P. Selle. « La flottation : une technique adaptée à l'évolution des usines de traitement d'eau potable », JIE, 1994, conf. 11, 14 p.

J. Moles, P. Vion, V. Bonnelye, J. Tauvry. « La flottation à grande vitesse : un nouvel outil pour la clarification des eaux de surface », JIE, 2006, conf. 49, 10 p.

F. Gasnier, K. Gaïd, F. Bourdon. « La flottation à grande vitesse en eau potable », EIN, 2011, n° 342, p. 95-100.

Ozo-flottation (techniques, dimensionnement et performances)

M. Faivre, M. Spohn Villeroy, M.-M. Bourbigot, B. Langlais, H. Andriamanpianina. « Essais de désalgage des eaux par le procédé d'ozone flottation sur l'usine d'Autun », TSM, 1989 n° 9, p. 485-489.

J.-C. Dernaucourt, M. Delaye. « L'ozoflottation à l'usine de La Pape : une première technologique au service de l'agglomération lyonnaise », EIN, 1991, n° 145, p. 51-53.

N. Martin-Ionesco. « Une nouvelle combinaison des techniques d'oxydation par l'ozone et de la flottation », EIN, 1996, n° 192, p. 32-34.

V. Boisdon, N. Martin, P. Fargeas. « Procédé Flottazone : description et synthèse des performances du procédé industriel », JIE, 1996, conf. 6, 12 p.

Filtration en profondeur (techniques, dimensionnement et performances)

B. Capon, M. Conan. « La filtration sur filtres bicouches », TSM, 1982, n° 1, p. 31-34.

G. Bablon, C. Ventresque, R. Ben Aïm. « Évolution des techniques de filtration rapide : le bicouche sable-charbon actif (nitrification) », TSM, 1987, n° 4, p. 153-159.

A. Deguin. « Les limites de la floculation sur filtre pour la production d'eau potable », EIN, 1988, n° 121, p. 45-47.

A. Montiel, N. Houel, J. Dufils. « Affinage de la qualité des eaux de distribution par filtration lente », JIE, 1990, conf. 11, 16 p.

I. Baudin, M. Jousset, C. Marchand, C. Schlumberger, C. Debeaupuis, K. Glucina. « Gestion des micro et macro-organismes dans les filtres de filières de production d'eau potable », JIE, 2008, conf. 17, 14 p.

L. Cossalter, S. Robert, I. Baudin, P. Charles, M. Conan, J.-F. Loret. « Évaluation du risque sanitaire lié au recyclage des eaux de lavage de filtres en production d'eau potable », JIE, 2010, conf. 56, 11 p.

I. Baudin, J.-F. Loret, P. Juan, C. Bernede, S. Guernion, A. Zuluaga, C. Helmer, R. Bonnard. « Mise en place d'un recyclage des rejets de filières de production d'eau potable : retour d'expériences industrielles », JIE, 2014, conf. 13, 10 p.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

E. Ney, M. Tessandier, P.-J. Cabillic, C. Cabassud, A. Montiel, M. Vialette, B. Welte. « Risques sanitaires associés au recyclage d'effluents de lavage dans les filières de traitement d'eau destinée à la consommation humaine », JIE, 2014, conf. 14, 8 p.

Performances de la clarification conventionnelle (en filières)

Y. Richard, J.C. Joret, A. Haasen, F. Agbalika, P. Hartemann. « Comparaison de l'efficacité de la coagulation sur filtre et de la décantation vis-à-vis de l'élimination des virus », EIN, 1986, n° 103, p. 37-40.

I. Baudin, M. Merchat, J.-M. Laine, D. Kasyc. « Mise en œuvre d'outils de maîtrise et fiabilisation des ouvrages de clarification : compteurs de particules et turbidimètres », JIE, 1998, conf. 26, 9 p.

J.-M. Bouillon, C. Durand, J.-M. Laya. « Maîtrise des risques microbiologiques et de la turbidité : l'exemple du Syndicat de travaux et de production d'eau potable de la région de Damville (NTU et *Crypto* et *Giardia*) », TSM, 2004, n° 12, p. 41-49.

P. Echavidre. « L'élimination de la turbidité, notamment dans les petites unités de distribution (NTU et *Crypto* et *Giardia*) », TSM, 2004, n° 12, p. 50-59.

I. Baudin, M. Jousset, C. Marchand, C. Schlumberger, C. Debeaupuis, K. Glucina. « Gestion des micro et macro-organismes dans les filtres de filières de production d'eau potable », JIE, 2008, conf. 17, 14 p.

K. Gaïd, P. Sauvignet. « Les polymères synthétiques : qu'en est-il du résiduel de monomère d'acrylamide dans le traitement de l'eau potable ? », EIN, 2010, n° 337, p. 53-55.

Filtration membranaire (techniques et performances)

C. Anselme, C. Cabassud, M.-R. Chevalier. « Premières applications industrielles d'ultrafiltration par membranes : l'exemple d'Amoncourt et de Douchy », JIE, 1990, conf. 13, 13 p.

K. Gaïd, G. Bord, E. Wittmann. « Les membranes : quand et pourquoi ? », JIE, 2002, conf. 26, 10 p.

K. Glucina, A. Brehant, O. Bremont, E. Brisemur. « Les membranes d'ultrafiltration en traitement d'eau potable : 20 ans d'expérience au service de la ville d'Orléans », JIE, 2006, conf. 38, 10 p.

F. Gueguen, C. Langlais, J. Moles, B. Lartigues. « Optimisation des performances hydrauliques des membranes d'ultrafiltration par le procédé Degrémont de microcoagulation », JIE, 2006, conf. 39, 12 p.

N. Vigneron-Larosa, A.-S. Lescourret, A. Bignon, C. Breda, C. Daine, J.-C. Schrotter. « Validation à l'échelle pilote d'une solution de gestion des concentrats membranaires », JIE, 2010, conf. 65, 11 p.

A. Touffet, B. Teychene, H. Gallard, B. Welte, M. Joyeux. « Impact des prétraitements et lavages chimiques sur le colmatage des membranes d'UF », JIE, 2012, conf. 11, 9 p.

C. Breda. Cours « Les procédés à membranes en eau potable », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

E. Ney, M. Tessandier, P.-J. Cabillic, C. Cabassud, A. Montiel, M. Vialette, B. Welte. « Risques sanitaires associés au recyclage d'effluents de lavage dans les filières de traitement d'eau destinée à la consommation humaine », JIE, 2014, conf. 14, 8 p.

Filtration membranaire (diagnostique et colmatage)

I. Baudin, J.-M. Laine, V. Mandra. « Impact des matières organiques naturelles sur le colmatage des membranes d'ultrafiltration appliquées à la production d'eau potable », JIE, 1996, conf. 13, 2 p.

H. Habarou, K. Kecili, M. Pontie, H. Suty, J.-P. Croue. « Approche analytique du colmatage des membranes MF/UF par les matières organiques naturelles (MON) : autopsies in situ et modèles de colmatage », JIE, 2004, conf. 20, 18 p.

A. Fabre, J.-M. Rodrigues, P. Echavidre, M. Idiartegaray, K. Glucina. « Le prétraitement des membranes, un facteur clé de la maîtrise du colmatage », JIE, 2010, conf. 63, 11 p.

J. Hospitalier-Rivillon, E. Ney, A. Montiel, P. Aimar, C. Autugelle, M. Boualam, P. Cahmbon, S. Herault, M. Joyeux, P. Leroy, M. Pontie, R. Seux, B. Welte. « Lignes directrices pour l'évaluation de l'innocuité des modules de filtration et de l'efficacité des procédés membranaires », JIE, 2008, conf. 5, 6 p.

G. Gaval, V. Jacquemet, C. Robert, J.-C. Schrotter. « Colmatage biologique des procédés membranaires en traitement de l'eau : étude de cas », JIE, 2008, conf. 7, 10 p.

G. Collet, B. Teychene, H. Gallard. « Étude des mécanismes de colmatage lors de la filtration de suspension mixtes de matières organiques et d'argiles. Application à l'ultrafiltration d'eaux de surface », JIE, 2012, conf. 10, 11 p.

Copyright © 2015 Dunod.

C. Breda. Cours « Les procédés à membranes en eau potable », stage de formation Eau potable 2 APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

A. Touffet, J. Baron, B. Welte, M. Joyeux, B. Teychene, H. Gallard. « Influence des lavages au chlore sur la résistance au colmatage des membranes d'UF en PES/PVP. Étude du vieillissement membranaire à l'échelle laboratoire et semi-industrielle », JIE » 2014, conf. 7, 14 p.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

C

LA DÉSINFECTION

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.

14 Notions théoriques de base sur la désinfection

Les micro-organismes font partie des composés en suspension, la grande majorité d'entre eux ne sont pas visibles à l'œil nu, à l'exception de quelques eucaryotes (algues et agrégats de champignons). Les virus sont les plus petits, à la limite du dissous.

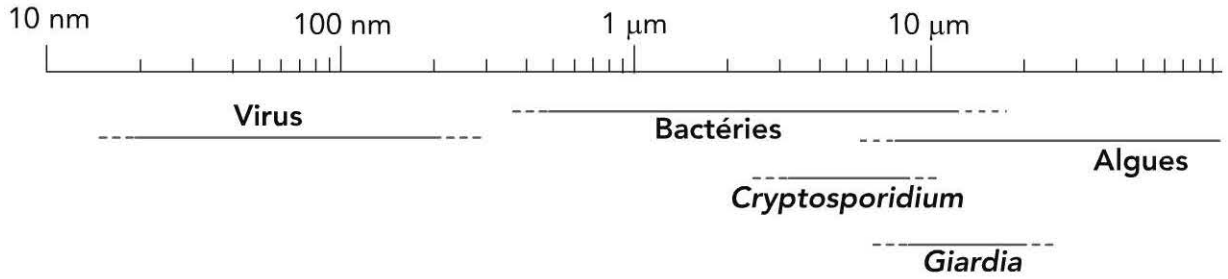


Figure 14.1 Gammes approximatives de tailles de micro-organismes dans les eaux naturelles.

14.1 Problématique et objectifs de la désinfection

La désinfection est une étape primordiale en production d'eau potable. Elle est toujours utilisée quels que soient les types de filière de traitement et de ressource. C'est la première priorité du traiteur d'eau dont l'objectif est de produire et distribuer une eau exempte de germes pathogènes.

Elle est généralement associée à la seule injection de réactif chimique avant distribution. Toutefois, la clarification et les traitements d'affinage contribuent également à la désinfection, soit directement par rétention des micro-organismes ou par leur inactivation, soit en atténuant les inconvénients de la désinfection chimique du désinfectant final. Pour évaluer la capacité globale de désinfection d'une usine de traitement des eaux destinées à la consommation humaine, ou

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

encore pour définir les conditions optimales de désinfection chimique en fin de filière (*C.t* à appliquer), il ne faudra donc pas oublier de tenir compte des performances de chaque étape de traitement et d'additionner les abattements (en log).

On distingue la désinfection active pratiquée sur l'usine de celle de sécurité qui consiste à maintenir une concentration minimale de désinfectant dans le réseau de distribution. Dans le premier cas, c'est l'effet biocide que l'on souhaite atteindre, alors que dans le second cas, c'est principalement l'effet rémanent ou bactériostatique (reviviscences bactériennes) qui est recherché.

14.1.1 Désinfection en usine

La désinfection en usine peut être réalisée par voie physique (clarification conventionnelle, UV, membranes) et par voie chimique (chlore gazeux, eau de javel, ozone, dioxyde de chlore). L'efficacité est variable, elle dépend du micro-organisme ciblé et des conditions physico-chimiques de l'eau (température et pH notamment). Par exemple, le chlore sous sa forme acide hypochloreux est suffisamment virulicide, alors qu'il n'a pratiquement aucune efficacité sur les oocystes de *Cryptosporidium*. À l'inverse la microfiltration est très efficace pour retenir *Cryptosporidium* alors qu'elle est pratiquement inefficace vis-à-vis des virus.

Désinfection chimique

En France, les désinfectants chimiques utilisés en production d'eau potable sont le chlore gazeux, les hypochlorites, le dioxyde de chlore et l'ozone.

La désinfection chimique en usine consiste à appliquer une certaine concentration résiduelle de désinfectant pendant un temps de contact suffisamment important (concept du *C.t*), tout en limitant la formation de sous-produits de désinfection.

Cette désinfection chimique sera d'autant plus efficace que la qualité de l'eau sera grande. Une excellente clarification préliminaire de l'eau sera donc primordiale pour éliminer les colloïdes qui protègent les bactéries agglomérées (ou associées aux autres particules) contre l'action des désinfectants (une bactérie fixée est beaucoup plus résistante qu'une bactérie libre). Une bonne élimination des matières organiques naturelles et autres composés réducteurs sera également nécessaire, car nombreux de ces composés dissous réagissent avec les désinfectants chimiques et les consomment, en formant des sous-produits de désinfection potentiellement toxiques, comme les trihalométhanes (avec le chlore), les chlorites (avec le dioxyde de chlore) et les bromates (avec l'ozone).

Copyright © 2015 Dunod.

Désinfection physique

Le recours à la désinfection chimique est systématique en production comme en distribution. Il ne faut toutefois pas négliger l'efficacité des différents procédés de désinfection physique. C'est en effet un atout considérable de pouvoir disposer d'alternatives complémentaires à la désinfection chimique en usine quand la formation de sous-produits de désinfection est trop importante et/ou pas assez efficace, par exemple vis-à-vis des protozoaires.

La rétention des micro-organismes par les procédés conventionnels de clarification (coagulation, décantation, flottation, filtration en profondeur) et par les procédés plus avancés (microfiltration, ultrafiltration), déjà décrite en partie B, fait l'objet d'une synthèse ci-dessous (cf. § 16), illustrée par quelques exemples.

La désinfection par irradiation UV est de plus en plus pratiquée dans les pays développés et deviendra rapidement une méthode de désinfection très utilisée en France. Elle repose sur le concept de la dose qui est le produit de l'irradiance (ou puissance) par le temps d'irradiation.

14.1.2 Désinfection en réseau

Toute désinfection chimique ou physique en usine, même excellente, ne permet pas d'éviter une désinfection passive en réseau par voie chimique au chlore gazeux, aux hypochlorites ou au dioxyde de chlore. Cette désinfection de sécurité consistera à maintenir une concentration résiduelle de désinfectant chimique jusqu'au robinet du consommateur.

14.2 Relations dose/effet en désinfection

En désinfection, il existe pour chaque micro-organisme des relations entre l'abattement constaté et la concentration présente en désinfectant chimique ou la dose de radiation pour la désinfection UV.

14.2.1 Notion de « *C.t* » en désinfection chimique (Chick-Watson)

La notion de *C.t* en désinfection chimique est, en fait, le résultat d'une simplification de l'application d'un modèle cinétique entre les concentrations de deux réactifs, l'oxydant et les micro-organismes (cf. F-C1).

Modèle de Chick-Watson

Le modèle simplifié de Chick revu par Watson est le plus cité :

$$N_t / N_0 = \exp (- \Lambda . C^n . t)$$

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

N_t et N_0 : nombres de micro-organismes aux temps t et 0

Λ : constante de vitesse (par exemple en L/(mg.min), quand $n = 1$)

C : concentration présente en désinfectant chimique (par exemple en mg/L), supposée constante

t : temps de contact (par exemple en min)

L'exposant n est égal à 1 dans la grande majorité des cas, d'où

$$\ln (N_0 / N_t) = \Lambda \, . \, C \, . \, t$$

Ce modèle prévoit que l'abattement de micro-organismes (N_0/N_t) est directement proportionnel au produit $C.t$. La constante Λ est une constante cinétique que WATSON appelle coefficient de létalité. Elle dépend notamment du désinfectant, des micro-organismes, du pH et de la température. Par exemple :

- les valeurs de Λ pour le couple « O_3 / virus » sont en moyenne 100 fois plus faibles que pour le couple « O_3 / bactéries entériques », montrant ainsi la plus grande résistance des virus à l'ozone ;
- le couple « HOCl / bactéries entériques » présente une valeur de Λ 100 fois plus élevée que celle du couple « ClO^- / bactéries entériques », démontrant le pouvoir bactéricide faible de l'ion hypochlorite (ClO^-) par rapport à l'acide hypochloreux (HOCl, chlore libre actif).

Notion de « *C.t* »

Quelle que soit la valeur de C (par exemple en mg/L) par rapport à t (par exemple en minutes), c'est la valeur du produit $C.t$ (par exemple en min.mg/L) qui va être déterminante et non C et t considérés séparément.

En théorie, les valeurs de $C.t$ annoncées (cf. F-C2) pour inactiver 99 % des micro-organismes de type bactéries entériques et virus sont faibles alors qu'elles sont très élevées pour les protozoaires, ce qui conduit naturellement à éliminer ces derniers plutôt par voie physique (membranes ou UV).

Les valeurs conseillées en pratique sont nettement plus élevées. Il faut noter que l'efficacité de la désinfection augmente avec la température (le $C.t$ peut alors diminuer quand la température augmente).

Copyright © 2015 Dunod.

Tableau 14.1 Valeurs de *C.t* (en min.mg/L) minimales usuellement pratiquées en France pour la désinfection des eaux destinées à la consommation humaine.

Mode de désinfection chimique	Activité bactéricide	Activité virulicide
Chloration par chlore libre	*C*= 0,1 à 0,2 mg/L *t* = 10 à 15 min	*C*= 0,3 à 0,5 mg/L *t* = 30 à 45 min
Chloration par dioxyde de chlore	*C*= 0,1 à 0,2 mg/L *t* = 5 à 10 min	*C* = 0,3 à 0,5 mg/L *t* = 30 min
Ozonation	*C* = 0,1 à 0,2 mg/L *t* = 1 à 2 min	*C* = 0,4 mg/L *t* = 4 min

14.2.2 Notion de « *I.t* » en désinfection UV (Bunsen-Roscoe)

La vitesse de la désinfection UV est régie par l'équation de Bunsen-Roscoe, comparable à l'expression de Chick-Watson pour la désinfection chimique.

Modèle de Bunsen-Roscoe

La cinétique de la réaction d'irradiation (à intensité appliquée constante et homogène) d'une monocouche de bactéries sur une surface plane est :

$$N_t / N_0 = \exp (- k . I .t)$$

N_t et N_0 : nombres de micro-organismes aux temps t et 0

k : constante de vitesse dépendant notamment des bactéries et de la longueur d'onde (m^2/J)

I : intensité ou irradiance ou puissance par unité de surface ($J/(s.m^2)$)

t : temps d'irradiation (s)

Notion de dose *D*

La dose D de radiation UV (en J/m^2) est le produit de l'irradiance, I, par le temps d'irradiation, t.

L'expression précédente devient alors :

$$\ln (N_0 / N_t) = k . D$$

Pour un lot de micro-organismes donnés, cette expression peut être vérifiée en laboratoire en utilisant un collimateur (lampe UV avec faisceau collimaté) et un disque de Petri agité (cf. § 20.3.2).

La circulaire française relative à la désinfection des eaux par UV a fixé la dose d'exposition minimum de 25 000 µW.s/cm², soit 25 mJ/cm² ou 250 J/m² (en tout

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

point du réacteur). Toutefois, la dose de traitement recommandée en France est fixée actuellement à 400 J/m^2.

14.2.3 Différentes approches d'évaluation de la valeur de *t*

Les études sur l'action germicide des oxydants sont initialement réalisées en laboratoire en réacteur « batch » parfaitement agité où il est aisé d'évaluer les valeurs de t et de $C.t$ pour un abattement donné. Toutefois, l'extrapolation de ces études à des réacteurs industriels nécessite d'autres concepts comme la connaissance de l'hydraulique du réacteur.

Approche conventionnelle (mais ancienne)

La valeur du temps de contact t a longtemps été considérée comme étant égale au temps de séjour hydraulique moyen (appelé fréquemment TSH ou τ), c'est-à-dire le rapport du volume du réacteur V sur le débit volumique moyen q_V. En ozonation par exemple, le concept largement connu en France (concept de Coin) de 0,4 mg/L d'ozone résiduel pendant 4 min pour un abattement de 4 log de poliovirus a été (et est encore) appliqué avec 4 min = V/q_V.

Approche du t_{10}

Une autre approche, plus récente, est celle du t_{10} américain. C'est le temps pour lequel 10 % de la quantité d'un traceur, injecté en tête de réacteur, sortent de ce réacteur. Cette approche prend donc en compte 90 % du volume en respect minimum avec la valeur choisie de $C.t$, ce qui est *a priori* une sécurité.

Il existe des tables de $C.t_{10}$ (US EPA) pour les désinfectants chimiques vis-à-vis de différents micro-organismes, en fonction de la température et du pH, valeurs appelées encore « crédit d'inactivation » aux États-Unis (cf. F-C2). Elles sont utilisées en considérant des valeurs du rapport t_{10}/τ qui sont comprises entre les deux limites :

- $t_{10}/\tau = 0{,}1$, pour un réacteur infiniment (ou parfaitement) mélangé ;
- $t_{10}/\tau = 1$, pour un réacteur piston parfait.

En chloration ou ozonation, les réacteurs sont de type piston dispersif. Le rapport t_{10}/τ varie de 0,1 ou 0,2 pour une citerne sans chicanes à 0,5, et parfois jusqu'à 0,7 pour des réacteurs optimisés. En fait, ce rapport dépend du nombre de réacteurs infiniment mélangés (appelés encore réacteurs parfaitement agités ou RPA) en cascade donc en série, que seul un traçage et une modélisation numérique permettent d'acquérir.

Copyright © 2015 Dunod.

Exemple

La valeur du $C.t_{10}$ pour 4 log d'abattement de virus par ozonation à 10 °C est de 1,0 min.mg/L (crédit d'inactivation US). Si t_{10}/τ est de 0,5 (5 à 6 RPA) et si C_{O3} est de 0,4 mg/L, le temps de séjour hydraulique τ doit être de 5 min. Si on fait un cloisonnement qui permet d'augmenter t_{10}/τ à 0,7, τ devient égal à 3,57 min, ce qui permet de réduire le volume du réacteur par un facteur de 1,4.

Approche cinétique après modélisation de l'écoulement

Il existe un autre modèle hydraulique, dit « cinétique », qui s'appuie sur les relations dose/effet, desquelles on peut déduire :

- $N_t / N_0 = 1 / (1+ \Lambda.C.t)$, pour la désinfection chimique ;
- $N_t / N_0 = 1 / (1+ k.I.t)$, pour la désinfection UV.

Appliquées à un nombre j de réacteurs parfaitement agités (RPA) en série et de volume identique, les relations deviennent :

- $N_t / N_0 = 1 / [1+ (\Lambda.C.\tau/j)]^{j}$;
- $N_t / N_0 = 1 / [1+ (k.I.\tau/j)]^{j}$.

Le nombre j de réacteurs est déterminé par modélisation numérique après traçage. Le temps de séjour hydraulique identique pour chaque RPA est $\tau = V/q_V$.

Comparaison entre les deux approches

Pour un couple donné « micro-organisme / oxydant » (donc pour une valeur donnée de Λ ou de k) et pour un même abattement, l'approche cinétique après modélisation de l'écoulement conduit généralement à des valeurs du temps de séjour hydraulique τ plus importantes, donc à des volumes de réacteurs plus grands qu'avec les deux autres approches.

Exemple de l'inactivation de *Cryptosporidium parvum* par l'ozone

• La constante d'inactivation ou coefficient de létalité de *Cryptosporidium parvum* par l'ozone, à 20 °C et à pH 8, a été déterminée en réacteur batch (en laboratoire de recherche) comme étant égale à 1,845 L/(mg.min). D'après l'expression de Chick-Watson, pour 3 log d'abattement, la valeur théorique du $C.t$ doit être de 3,744 min. mg/L dans le cas d'un réacteur piston parfait. Pour une concentration résiduelle d'ozone C_{O3} de 0,4 mg/L, il faut donc prévoir un temps de séjour hydraulique τ de 9 et 10 min.

• Le modèle américain du Ct_{10} prévoit à cette température une valeur de 8,7 min. mg/L (cf. F-C2), pour 4 RPA en série, soit un rapport t_{10}/τ de 0,43. Le temps de séjour

Copyright © 2015 Dunod.

hydraulique τ à mettre en œuvre est alors pour ce modèle compris entre 21 et 22 min, pour C_{O3} = 0,4 mg/L.

• À partir du modèle cinétique prenant en compte 4 réacteurs infiniment mélangés en série (4 RPA), la valeur de $C.\tau$ à appliquer (pour un abattement de 3 log) devient égale à 10 min.mg/L, soit un temps de séjour hydraulique de 25 min pour C_{O3} = 0,4 mg/L.

14.3 La physico-chimie (de base) des désinfectants

Les désinfectants que sont le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone et les radiations UV possèdent une physico-chimie de base ainsi que des propriétés spécifiques autres que celle de désinfecter, notamment un pouvoir oxydant plus ou moins important.

Tableau 14.2 Principales propriétés des désinfectants dans les conditions utilisées en France et places possibles dans les filières de production d'eau potable.

Principales propriétés recherchées	Chlore et hypochlorites	Dioxyde de chlore	Ozone	Radiations UV-C
Pouvoir bactéricide et virulicide	++	++	+++	+++
Pouvoir algicide	++	++	++	+
Pouvoir d'inactivation des protozoaires	0	0	+	+++
Pouvoir rémanent en réseau	++	+++	0	0
Oxydation de NH_4^+	+++	0	0	0
Oxydation de Mn^{II}	+	++	+++	0
Oxydation des micropolluants organiques(1)	+	+	+++	0 / +
Diminution des goûts et d'odeurs et absence de génération	0	++	++	0

Copyright © 2015 Dunod.

Principales propriétés recherchées	Chlore et hypochlorites	Dioxyde de chlore	Ozone	Radiations UV-C
Formation de THM et TOX	+++	+	0	0
Formation de bromates	+	0	+++	0
Formation de chlorites	0	+++	0	0
Élimination du COD	0	0	+	0
Formation de CODB	0		++	0
Abattement de l'absorbance UV et du SUVA[2]	0	+	+++	0
Formation de nitrites	0	0	0	+
Places possibles dans la filière	Uniquement en désinfection finale	En pré-oxydation, inter-oxydation et désinfection finale	En pré-oxydation et inter-oxydation	Uniquement en désinfection (pré) finale[3]

(1) Avec formation de sous-produits dont la nature et la toxicité ne sont pas toujours connues.
(2) Le SUVA est le rapport de l'absorbance UV (254 nm) au COD.
(3) Une désinfection par UV est toujours suivie d'une injection de désinfectant rémanent (Cl_2 ou ClO_2).

14.3.1 Physico-chimie et propriétés du chlore libre

En chimie de l'eau, l'habitude est de regrouper sous l'appellation « chlore libre », le dichlore (Cl_2), l'acide hypochloreux (HOCl) et l'ion hypochlorite (ClO^-) ainsi que d'autres espèces très peu présentes.

Spéciation du chlore libre

Le dichlore gazeux (Cl_2) est un gaz très soluble dans l'eau qui, une fois dissous, s'hydrate en acide hypochloreux (HOCl) qui est un acide faible en équilibre avec sa base conjuguée l'ion hypochlorite (ClO^-). On peut calculer la répartition de ces différentes espèces en fonction du pH et de la température (cf. F-C3).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

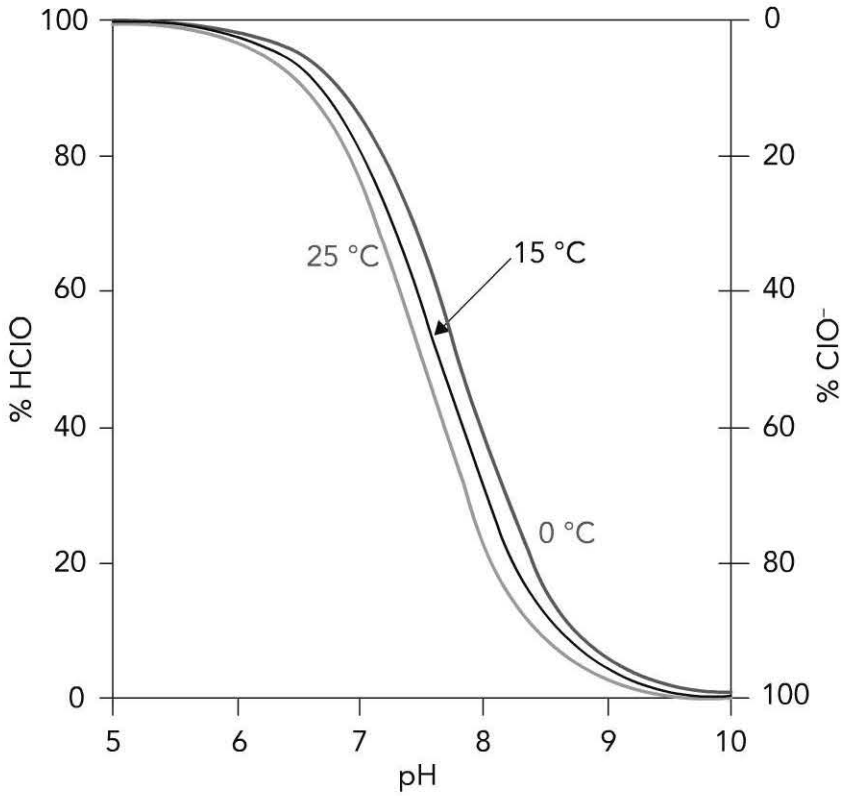


Figure 14.2 Spéciation du chlore libre entre pH 5 et 10.

Le dichlore (Cl_2) ne commence à être significativement présent qu'au-dessous de pH 4, alors que les deux autres espèces (HOCl et ClO^-) sont majoritaires entre pH 5 et 10, ensemble ou séparément. Les répartitions sont approximativement les suivantes (entre 25 et 0 °C), la proportion de HOCl augmentant quand la température diminue à pH identique :

- à pH 6,5 : entre 92 et 98 % de HOCl ;
- à pH 7,5 : entre 58 et 68 % de HOCl ;
- à pH 8,5 : entre 10 et 20 % de HOCl.

La somme (HClO + ClO^-) est appelée « chlore libre ». HClO est le chlore libre actif et ClO^- le chlore libre disponible.

Rôle du pH sur l'action désinfectante

L'action recherchée du chlore libre est d'inactiver les micro-organismes, ce qui est plus efficace avec l'acide hypochloreux (encore appelé chlore libre actif) qu'avec l'ion hypochlorite (encore appelé chlore libre disponible). La valeur du pH va donc avoir un impact très important sur l'efficacité de la désinfection. On conseille généralement d'effectuer la désinfection à un pH inférieur à 8. Par ailleurs, l'utilisation de chlore gazeux par rapport à l'eau de Javel n'aura aucun impact sur la désinfection puisque c'est la valeur du pH de l'eau à désinfecter qui détermine les espèces présentes.

Copyright © 2015 Dunod.

Réactions avec les composés présents dans l'eau

Le chlore libre étant oxydant, on ne pourra pas éviter que des réactions chimiques d'oxydation se produisent dans l'eau à désinfecter (cf. F-C4 et F-C5). Certaines sont utiles bien que consommatrices de chlore libre (oxydation de Fe^{2+} en $Fe(OH)_3$, de Mn^{2+} en MnO_2, de NO_2^- en NO_3^-, de NH_4^+ en N_2), d'autres sont gênantes mais peu consommatrices (Br^- en Br_2) ou très gênantes et consommatrices (action sur les matières oxydables).

Réaction avec l'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal réagit instantanément avec HOCl pour produire la monochloramine :

$$NH_4^+ + HOCl \rightarrow NH_2Cl + H_2O + H^+$$

La monochloramine réagit rapidement avec HOCl pour donner la dichloramine :

$$NH_2Cl + HOCl \rightarrow NHCl_2 + H_2O$$

La dichloramine réagit lentement avec HOCl pour donner la trichloramine (ou trichlorure d'azote) :

$$NHCl_2 + HOCl \rightarrow NCl_3 + H_2O$$

Les deux premières chloramines réagissent entre elles ou avec l'eau (hydrolyse) par des mécanismes complexes pour conduire au produit final N_2, majoritairement, et à des traces de NO_3^-.

Réaction avec les composés organiques

Les principaux groupes de composés organiques, potentiellement présents dans les eaux naturelles, qui réagissent avec le chlore sont les peptides, les protéines et les substances humiques. Ces réactions conduisent à l'incorporation de plusieurs atomes de chlore dans les molécules initiales et *in fine* à la formation de sous-produits de chloration légers (chloroforme, acides chloroacétiques, etc.) et plus lourds (pour la plupart inconnus), l'ensemble appelé organo-chlorés totaux (TOCl ou TOX ou encore AOX).

Certains micropolluants organiques (pesticides, hormones, pharmaceutiques) réagissent plus ou moins rapidement en formant des dérivés chlorés (cf. F-E3).

Rôle des bromures

L'acide hypochloreux est capable d'oxyder rapidement l'ion bromure en acide hypobromeux, ce qui n'est pas le cas de l'ion hypochlorite. Comme l'acide hypobromeux est très réactif avec les composés organiques (plus réactif que l'acide hypochloreux), de faibles concentrations en bromures suffiront à induire la formation d'organo-bromés et d'organo-mixtes (chlorobromés) lors de la

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

chloration d'eaux contenant des composés organiques oxydables et des bromures (cf. F-C6).

14.3.2 Physico-chimie et propriétés du dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore (ClO_2) est un gaz relativement stable qui est très soluble dans l'eau.

Stabilité en milieu aqueux

Le dioxyde de chlore est très stable dans l'eau en milieu neutre ou légèrement acide et en absence de lumière. Une solution à 10 g ClO_2/L maintenue à l'abri de la lumière ne perd que 1 % de sa concentration initiale après 7 semaines.

En milieu basique il se dismute irréversiblement en ions chlorite (ClO_2^-) et chlorate (ClO_3^-). En présence de lumière, il se décompose en chlorate. Une augmentation de la température entraîne également sa décomposition en chlore et oxygène gazeux.

Réactions avec les composés présents dans l'eau

Plusieurs réactions sont connues avec les composés minéraux (cf. F-C4). On notera particulièrement que le dioxyde de chlore ne réagit pas sur l'azote ammoniacal et qu'il peut être oxydé en chlorates par le chlore et par l'ozone. Il réagit avec les matières organiques oxydables (cf. F-C5) mais sans que le chloroforme et autres TOX ne soient formés significativement lors de ces réactions.

Toutes ces réactions conduisent à la formation d'ion chlorite (réducteur conjugué du dioxyde de chlore), dont la toxicité suspectée a conduit à limiter l'utilisation du dioxyde de chlore en désinfection des eaux destinées à la consommation humaine.

14.3.3 Physico-chimie et propriétés de l'ozone

L'ozone (O_3) est un gaz peu soluble dans l'eau, produit *in situ*. Après son transfert et sa dissolution dans l'eau, l'ozone n'est pas stable. Outre sa forte réactivité avec de nombreux composés minéraux et organiques, l'ozone peut se désorber (faible proportion) et se décomposer dans l'eau en radicaux hydroxyles (HO°) (cf. F-C3).

Stabilité en milieu aqueux

La réaction de décomposition de l'ozone dans l'eau pure (exempte de composés organiques ou inorganiques consommateurs d'ozone) est complexe. On peut la résumer simplement par la réaction globale suivante :

$$3\ O_3 + H_2O \rightarrow 2\ HO° + 4\ O_2$$

Copyright © 2015 Dunod.

Le pH va être déterminant puisque la première étape de cette réaction sera accélérée avec l'augmentation de la concentration en ion OH^- (composé initiateur).

En eau naturelle, la présence de plusieurs composés minéraux et organiques va jouer un rôle important sur la vitesse de cette décomposition. En effet, les composés capables de réagir avec HO° en régénérant $O_2^{-\circ}$ (composés propagateurs), comme certaines matières organiques naturelles (substances humiques, hydrates de carbone), vont nuire à la stabilité de l'ozone. *A contrario*, les ions bicarbonate (HCO_3^-) et autres pièges à radicaux vont « bloquer » le radical HO°, donc limiter les réactions de propagation, et par suite, stabiliser l'ozone.

L'ozone, un réactif de choix

L'ozone est un désinfectant très puissant mais avec une rémanence bien plus faible que le chlore libre, si bien qu'il ne peut pas être utilisé en désinfection « passive » en réseau. Ses propriétés en font toutefois un réactif chimique de choix (cf. chapitre 24). En effet, outre son pouvoir virulicide et algicide élevé et son réducteur conjugué favorable (O_2), l'ozone présente de nombreux autres avantages (amélioration des goûts et odeurs, formation de CODB, diminution du PFTHM, oxydation des polluants, cf. chapitre 24). Son inconvénient majeur est de former des bromates à partir des bromures.

Réactions avec les composés présents dans l'eau

Les réactions avec le fer, le manganèse, les matières organiques, parfois les micropolluants organiques, les microcystines, etc., seront particulièrement recherchées en pré-oxydation ou en inter-oxydation des filières de production d'eau potable à partir d'eau superficielle. Par contre, on cherchera à limiter la réaction avec les bromures.

Réaction avec les composés minéraux

Plusieurs réactions sont connues (cf. F-C4). On notera particulièrement que l'ozone ne réagit pas (ou très mal) avec l'azote ammoniacal, réagit rapidement avec les chlorites et le dioxyde de chlore pour former des chlorates et peut facilement conduire à la formation de bromates à partir des bromures (cf. F-C6).

C'est seulement début des années 1990 que les organismes de santé se sont inquiétés du potentiel carcinogène du bromate de potassium, puis en 1998 que la directive européenne a classé les bromates dans les paramètres obligatoires, aujourd'hui limite de qualité de la réglementation française (cf. chapitre 2).

Réaction avec les micropolluants organiques

De nombreux micropolluants organiques peuvent être dégradés par l'ozone et le radical hydroxyle. C'est le cas de très nombreux pesticides, des composés

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

polyaromatiques, de certains solvants chlorés, des hormones et de nombreux résidus pharmaceutiques. Cette propriété oxydante de l'ozone, longtemps considérée comme un atout, est aujourd'hui sujette à inquiétude, car la dégradation totale (minéralisation) des micropolluants par l'ozone n'est jamais atteinte aux doses et conditions pratiquées en traitement d'eau potable et la nature et la toxicité des produits intermédiaires formés ne sont pas toujours connues.

Action sur les matières organiques oxydables

L'ozonation des matières organiques oxydables dans l'eau conduit à une consommation significative d'ozone (cf. F-C5) mais à un faible effet sur valeur du COD. Il est généralement observée une diminution de l'absorbance UV (et du SUVA), une diminution du potentiel de formation de THM et une augmentation de la biodégradabilité, donc du CODB. L'absence de filtre biologique après une étape d'ozonation risque donc d'accroître les reviviscences bactériennes en réseau par la présence de ce CODB.

14.3.4 Physico-chimie et propriétés des radiations UV

Les rayonnements ultraviolets, dits « UV-C » (cf. F-C12) sont connus depuis longtemps comme étant germicides. Toutefois, c'est lors de la dernière décennie que plusieurs études ont réellement montré l'efficacité des UV-C dans l'élimination des parasites protozoaires dans les eaux. Aujourd'hui, on constate une utilisation de plus en plus fréquente de la désinfection par UV en production d'eau potable, avec une progression très probablement importante dans les années à venir.

Transmittance et absorbance d'une eau

Lors de l'irradiation à une longueur d'onde donnée d'un milieu d'épaisseur e, l'intensité de la lumière incidente I_0 est égale à la somme des intensités des lumières absorbée I_a et transmise I_t. On définit la transmittance T (ou pourcentage de transmission, $\%T$) et l'absorbance A (ou densité optique) d'un milieu, comme étant respectivement :

$$T\,(\%) = (I_t / I_0) \,.\, 100$$

$$A = \log\,(I_0/I_t) = \log\,(100/T_{(\%)}) \text{ ou } T\,(\%) = 100.10^{-A}$$

La loi de Lambert-Beer relie A à la concentration en soluté absorbant les photons des rayons UV :

$$A = \varepsilon \,.\, e \,.\, C$$

ε : coefficient d'extinction molaire du soluté absorbant (L/(mol.m))

e : épaisseur traversée (m)

C : concentration en substance absorbante (mol/L)

Copyright © 2015 Dunod.

L'énergie absorbée par un milieu d'épaisseur *e* est donc reliée à l'absorbance de cette épaisseur :

$$I_a = I_0 - I_t = I_0 - (I_0.10^{-A}) = I_0 . (1 - 10^{-A})$$

Radiations UV-C germicides

Les rayons UV possèdent des longueurs d'onde comprises entre 100 et 400 nm, entre le domaine du visible et le domaine des rayons X. Le spectre UV est lui-même délimité en quatre domaines (cf. F-C12). Le rayonnement utilisé en traitement de désinfection se situe dans le domaine des UV-C (domaine germicide).

La photolyse UV de la molécule d'ADN (qui absorbe vers 260 nm à pH 7) conduit à des dimérisations de la thymine (et secondairement de la cytosine) empêchant ainsi la division cellulaire (effet bactériostatique).

Remarque

À faible dose d'UV, il peut exister un phénomène de réparation de l'ADN chez certains micro-organismes par deux grands types de mécanismes :

– réparation à l'obscurité par mécanisme enzymatique ;

– activation des enzymes responsables de la réparation de l'ADN par irradiation solaire.

14.4 Les sous-produits de désinfection (SPD) connus

Une des préoccupations majeures en matière de production d'eau potable est la formation de sous-produits de désinfection (SPD), suspectés dangereux pour la santé publique, et par suite, particulièrement suivis par les organismes de santé. Les risques de formation de ces SPD font toujours l'objet de constats et d'études, en vue d'un contrôle optimisé, voire d'une meilleure prédiction.

La réglementation en vigueur (pour THMt, BrO_3^- et ClO_2^-) et future probable (ADCA, ClO_3^-, NDMA) en France est :

- trihalométhanes totaux ou THMt ($CHCl_3 + CHBrCl_2 + CHClBr_2Cl + CHBr_3$) : 100 g/L (cf. § 27.52) ;
- chlorites (ClO_2^-) : 200 µg/L (cf. § 27.17) ;
- bromates (BrO_3^-) : 10 µg/L (cf. § 27.12) ;
- chlorates (ClO_3^-) : 700 µg/L (cf. § 27.15) ;

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- acide dichloroacétique ou ADCA ($CHCl_2COOH$) : 50 µg/L (cf. § 27.1) ;
- N-nitrosodiméthylamine ou NDMA ($(CH_3)_2N_2O$) : 0,1 µg/L (cf. § 27.35).

14.4.1 Sous-produits de chloration

Parmi les sous-produits de chloration, les THM et les acides haloacétiques (AHA) représentent entre 25 à 50 % des TOX, c'est pourquoi ce sont les cibles de la réglementation actuelle (THMt) et future (ADCA). Les autres classes significatives de sous-produits de chloration connus sont les haloacétonitriles, l'hydrate de chloral, le chlorure de cyanogène (cf. F-C7). Une attention particulière est actuellement portée sur la NDMA. Comme les autres nitrosamines, la NDMA peut être formée par chloration en présence d'ammonium.

Principaux paramètres influant sur la formation de THM et TOX

Les paramètres qui ont une influence sur la formation de sous-produits de chloration et sur la consommation de chlore sont principalement les concentrations des deux réactifs en présence (chlore et précurseur organique), ainsi que certains paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, température, concentrations en bromures et en azote ammoniacal).

Concentration et nature des matières organiques précurseurs

Plus la concentration en matière organique oxydable (COT ou Ox. $KMnO_4$) est élevée dans une eau, plus la consommation en chlore est grande (il faudra appliquer une dose de chlore plus élevée pour atteindre la valeur souhaitée de *C.t*) et plus les formations de THM et TOX sont importantes. Les matières organiques de type « aromatique » sont les plus consommatrices de chlore et les plus précurseurs de formation de THM et TOX. Le paramètre SUVA (absorbance UV à 254 nm/COD) est un bon indicateur de la nature aromatique des matières organiques (cf. F-C8).

Valeur du « C.t » de chloration

Le temps de contact *t* est un paramètre important puisque, en présence de chlore libre résiduel, la consommation en chlore ainsi que la formation de sous-produits peuvent se poursuivre pendant plusieurs dizaines, voire centaines d'heures. La consommation de chlore et la formation de sous-produits de chloration sur usine, par exemple en 2 heures, ne peut donc représenter qu'une part du potentiel total de formation de THM et TOX au robinet du consommateur.

La valeur de *C* dépendra en premier lieu de la dose de chlore appliquée. Une forte valeur de *C* en phase de chloration sur usine (par exemple au point de mise en distribution) pourra être un indicateur de risque.

Copyright © 2015 Dunod.

Valeur du pH de chloration

L'effet du pH sur la réactivité des matières organiques dissoutes dépend de leurs propriétés acido/basiques. Pour ce qui concerne la réactivité du chlore, il faut retenir qu'une chloration à pH 7 sera plus précurseur à court terme qu'une chloration à pH 8, car HOCl est plus réactif que ClO^-. Cet effet sera toutefois atténué sur des temps plus longs (en réseau).

Valeur de la température

L'augmentation de la température accélère les vitesses de réaction généralement en doublant les vitesses par tranche de 10 °C (loi d'Arrhenius), donc accélère la formation de THM et TOX L'élévation de la température augmente également la constante d'équilibre des couples acide/base (loi de Van t'Hoff), ce qui revient à diminuer la proportion de chlore réactif (HOCl) dans le chlore libre ($HOCl + ClO^-$) à pH constant, donc à diminuer le potentiel de réactivité du chlore sur les composés organiques.

Concentration en bromures

La présence de bromures va augmenter la formation de THM et TOX. En effet, l'acide hypobromeux est plus réactif que l'acide hypochloreux et des faibles concentrations en bromures suffiront à induire la formation d'organo-bromés et d'organo-mixtes (chlorobromés) lors de la chloration. De plus, le brome étant plus lourd que le chlore, la formation d'organo-bromés (ou mixtes), aux dépens d'organo-chlorés, augmentera artificiellement les concentrations totales en THM et en HAA exprimées en µg/L.

Présence d'azote ammoniacal

La présence d'azote ammoniacal va contribuer à la consommation rapide de chlore aux dépens de la formation de sous-produits, mais va seulement retarder cette formation. Une fois le « break-point » satisfait pour une valeur donnée du *C.t* en chlore libre, l'influence initiale de l'azote ammoniacal sera négligeable. Notons que la monochloramine réagit lentement sur les matières organiques oxydables en formant majoritairement de l'acide dichloroacétique (ADCA) et très minoritairement des nitrosamines dont la NDMA.

Évaluation du risque

Les méthodes d'évaluation du risque de formation de THM et TOX consistent généralement à utiliser des outils commerciaux de statistiques (multirégression linéaire) qui aboutissent à des modèles (cf. F-C9) rarement utilisables en usine ou en réseau de distribution.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Chloration en usine

En usine, les paramètres indispensables aux modèles « théoriques » ne sont pas toujours connus avec précision.

Une méthode plus simple peut être tentée à partir des données disponibles sur l'usine, considérées comme fiables (comme le COD ou le COT, l'absorbance UV, le pH, le chlore résiduel, la température). Ce type de méthode peut prédire les THM formés pour une usine donnée en s'appuyant sur les principes suivants :

- pour un COD donné (qui doit être le plus faible possible), le SUVA (en unité d'absorbance/mg COD.L^{-1}) est un paramètre déterminant pour la matière organique restante à ce niveau du traitement ;
- le chlore résiduel (en mg/L), valeur plus exacte que le taux de chlore appliqué, associé au temps de chloration, est un paramètre également déterminant ;
- l'acide hypochloreux (HOCl) étant l'espèce la seule réactive sur les bromures (ClO^- ne réagit pas sur Br^-) et l'espèce la plus réactive sur les composés organiques, il faut tenir compte du pH qui intervient sur la spéciation HOCl/ClO^-.

Chloration en réseau

En présence de chlore libre résiduel, la consommation en chlore ainsi que la formation de THM et AHA se poursuit pendant plusieurs dizaines voire centaines d'heures.

L'impact du réseau, et de ses conditions de maintenance, sur le comportement des THM a été parfois modélisé, le problème majeur est que ces modèles ne sont souvent applicables que dans des conditions restreintes, voire seulement sur le site où ils ont été développés. Les paramètres principaux pris en compte sont généralement :

- la teneur en THM au point de mise en distribution ;
- le temps de séjour hydraulique (paramètre déterminant que plusieurs types de logiciels permettent d'évaluer) ;
- parfois la qualité de l'eau produite (paramètre aléatoire selon les auteurs) ;
- les conditions de chloration en production (variable qui peut être exprimée par différents paramètres comme la dose de chlore appliquée en usine, la satisfaction de demande en chlore de l'eau ou encore, le résiduel de chlore en sortie usine) ;
- le pH, la température et la saison (décrits comme des paramètres ayant souvent un impact non significatif) ;

Copyright © 2015 Dunod.

- la rechloration en réseau (citée comme ayant un effet pas toujours significatif et rarement fonction de la dose de chlore appliquée) ;
- la présence de réservoir (paramètre à tenir compte, mais qui n'a pas toujours le même effet).

En absence de rechloration sur le réseau, il est généralement observé une légère diminution (ou une stabilisation) des THM en réseau quand la teneur en THM en usine est élevée et, *a contrario*, une augmentation significative quand les valeurs en sortie usine sont faibles.

La rechloration induit une augmentation des THM (parfois d'un facteur 2 ou plus), mais pas toujours.

14.4.2 Sous-produits de désinfection par le dioxyde de chlore

Les seuls sous-produits gênants connus de la désinfection par le dioxyde de chlore (cf. F-C7) sont les ions chlorite (ClO_2^-) et chlorate (ClO_3^-).

Chlorites

L'ion chlorite, qui est le réducteur conjugué de ClO_2, sera donc systématiquement formé lorsque ClO_2 sera consommé. D'après plusieurs études de laboratoire, on peut considérer qu'il se forme 0,6 à 0,7 mg de ClO_2^- par mg de ClO_2 consommé. Les valeurs indiquées en usine sont très variables car dépendant de la place du ClO_2 dans la filière et des différentes étapes de traitement en aval. Elles sont en moyenne plus faibles et comprises entre 0,3 et 0,7 mg de ClO_2^- par mg de ClO_2 consommé.

Chlorates

L'ion chlorate est soit formé lors de la production *in situ* du dioxyde de chlore, soit produit lors de réaction de l'ion chlorite et du dioxyde de chlore avec d'autres réactifs de traitement (lentement avec le chlore et rapidement avec l'ozone). Les valeurs annoncées en usine sont de l'ordre de 30 % du ClO_2 injecté quand la seule origine est la production de dioxyde de chlore, mais peuvent être beaucoup plus fortes (jusqu'à 100 %) en présence d'ozonation en aval.

14.4.3 Sous-produits d'ozonation

La formation des bromates (BrO_3^-) est essentiellement due à la réaction de l'ozone sur les bromures et seulement en inter-ozonation (ou post-ozonation), donc pour la désinfection. Des sous-produits organiques peuvent être également formés, à partir des matières organiques naturelles et des micropolluants organiques.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Principaux paramètres influant sur la formation des bromates

Outre la présence indispensable de bromures, les paramètres qui ont une influence sur la formation des bromates sont principalement les conditions d'ozonation, le pH et la température de l'eau à ozoner.

Valeur du « C.t » d'ozonation

Plusieurs auteurs ont noté, à l'échelle du laboratoire principalement, que la formation de bromates est directement proportionnelle (linéaire) au *C.t*. Dans ce cas, la pente de la droite dépend de certaines caractéristiques physico-chimiques de l'eau à ozoner (pH, température, COD, alcalinité, ammonium).

Valeur du pH

Comme une diminution du pH va conduire, d'une part, à une diminution de la concentration formée en BrO^-, (au profit de HOBr qui ne réagit pas avec l'ozone) et, d'autre part, à une diminution de la production de radicaux hydroxyles, la formation de bromates sera défavorisée à faible pH, toutes autres conditions identiques (*C.t*, Br^-, température, etc.).

Valeur de la température

Comme dans le cas de la chloration, l'augmentation de la température va avoir deux effets, mais qui vont dans le même sens pour l'ozonation :

- augmentation des vitesses de réaction, donc augmentation de la formation de bromate pour un *C.t* donné ;
- augmentation de la constante d'acidité de $HOBr/BrO^-$, ce qui conduit à une augmentation de la proportion de BrO^-, donc à une augmentation de la formation de bromate pour un *C.t* donné.

Autres caractéristiques de l'eau (azote ammoniacal, matières organiques, alcalinité)

L'effet de l'azote ammoniacal est déterminant sur la formation des bromates par ozonation, car l'azote ammoniacal consomme rapidement le couple $HOBr/BrO^-$ aux dépens de la formation de bromates (pour faire des bromamines dont on connaît mal la réactivité et le devenir).

A priori, les ions bicarbonates étant des pièges à radicaux hydroxyles, une eau présentant un TAC élevé devra moins favoriser la formation de bromates qu'une eau présentant un faible TAC (toutes autres conditions identiques). Cet effet a été reporté dans quelques travaux de recherche.

Les matières organiques naturelles sont très réactives vis-à-vis du couple $HOBr/BrO^-$ et jouent donc un rôle semblable à celui de l'azote ammoniacal. À *C.t* constant, plus la teneur en matière organique est élevée, moins la formation de bromates est importante (toutes autres conditions identiques).

Copyright © 2015 Dunod.

Évaluation du risque de formation des bromates en inter- (ou post-) ozonation

Comme pour les THM en chloration, la formation des bromates a fait l'objet de tentatives de modélisation notamment à l'aide de modèles statistiques, bien que quelques modèles théoriques ou semi-empiriques aient été également publiés.

La droite « BrO_3^- *vs C.t* » peut être exploitée directement en usine pour évaluer le risque de formation de bromates. Toutefois il est nécessaire que les autres paramètres (Br^-, pH, COD, NH_4^+, TAC) évoluent très peu et que l'effet de la variation de la pente de la droite avec la température de l'eau ait été mesuré.

Si plusieurs paramètres varient, il faut utiliser des modèles statistiques (cf. F-C9) ou un autre outil de type réseaux de neurones artificiels.

Évolution dans la filière et en réseau

Les bromates sont très stables et aucune évolution notable n'a été détectée au contact d'un charbon actif ou d'une radiation UV, dans les conditions pratiquées en usine de production d'eau potable. La même stabilité est observée en réseau de distribution.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

15 Paramètres à contrôler en désinfection

Les contrôles analytiques à effectuer régulièrement sur l'eau brute ainsi que sur l'eau désinfectée sont de types microbiologique et physico-chimique. La plupart de ces paramètres sont décrits en partie E. Les méthodes citées sont développées en détail dans d'autres ouvrages.

15.1 Qualité microbiologique de l'eau

Il n'est pas possible de suivre l'ensemble des germes pathogènes et il est trop onéreux et complexe de mettre en œuvre toutes les méthodes de dénombrement connues. C'est pourquoi la réglementation précise le type de germes témoins, indicateurs de contamination de pollution fécale et/ou d'efficacité de traitement, qui doivent être contrôlés en priorité.

15.1.1 Contrôle réglementaire (cf. chapitre 27)

Limites de qualité

Escherichia coli

Méthode par filtration sur membrane (NF EN ISO 9308-1, septembre 2000) ou par inoculation de tubes en milieux liquides ou ensemencement en milieu liquide en microplaques (NF EN ISO 9308-3, mars 1999).

Entérocoques

Méthode par filtration sur membrane (NF ISO 7899-2, août 2000) ou par ensemencement en milieu liquide en tubes ou sur microplaques (NF EN ISO 7899-1, mars 1999).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Références de qualité

Germes aérobies (mésophiles, hétérotrophes) revivifiables à 22 et 37 °C

Méthode par incorporation en milieu gélosé (NF EN ISO 6222, juillet 1999) ou par ensemencement en surface sur milieu gélosé.

Bactéries coliformes

Méthode de dénombrement par filtration sur membrane (NF EN ISO 9308-1, septembre 2000) ou par détermination par inoculation de tubes en milieux liquides (NF EN ISO 9308-3, mars 1999).

Bactéries sulfito-réductrices (y compris les spores)

Méthode par incorporation en gélose ou par enrichissement en milieu liquide ou encore par filtration sur membrane (NF EN 26461-1 et 2, juillet 1993).

15.1.2 Autres contrôles conseillés (cf. chapitre 27)

Bactéries

D'autres types de contrôles bactériens, plus « sophistiqués », peuvent être pratiqués moins fréquemment ou à la demande, comme la recherche de bactériophages (NF EN ISO 10705-1 et 2, octobre 2001), de bactéries sulfato-réductrices, de staphylocoques pathogènes (XP-T 90-412, juin 2006), des leptospires, des mycobactéries non tuberculeuses et celle de bactéries spécifiques *(Campylobacter jejuni, Legionella pneumophila, Pseudonomas aeruginosa, Salmonella, Vibrio, Yersinia enterolitica…).*

Virus

L'analyse virale (ou virologique) nécessite de mettre en œuvre une phase de concentration préliminaire (sur microfibre de verre) suivie d'une phase d'isolement et de numération (méthode des plages ou microméthode en milieu liquide) et exceptionnellement d'une phase d'identification. Ce sont les entérovirus qui sont le plus souvent recherchés (NF EN 14486, janvier 2006).

Algues

Les algues sont des micro-organismes qui peuvent non seulement donner des goûts et odeurs à l'eau potable mais aussi générer la présence de toxines, notamment de microcystines (limite de qualité, cf. § 27.34). Classées par leurs pigments, puis par leur morphologie (par microscopie) et autres caractéristiques, les algues sont généralement identifiées par des spécialistes. Les actinomycètes, souvent cités comme pouvant produire de la géosmine, peuvent être déterminés par ensemencement et incubation. Le pouvoir algal d'une eau peut être également évalué par le dosage des pigments chlorophylliens.

Copyright © 2015 Dunod.

Parasites

Suite à des épidémies parfois importantes (Milwaukee, États-Unis, en 1993 ; Drancy-le-Fort, France, en 2001), l'OMS a classé les parasites comme agents pathogènes émergents, principalement les protozoaires microscopiques des vertébrés *Giardia lambia* et *Cryptosporidium parvum*. D'autres protozoaires peuvent être pathogènes pour l'homme comme les amibes de genre *Naegleria fowleri* et *Acanthamobea* et toute amibe pouvant servir d'hôte aux légionelles, notamment *Legionella pneumophila*.

Les méthodes (communes aux deux parasites) consistent à les capturer (concentration sur cartouche filtrante puis récupération) puis à les identifier et les dénombrer (NF T 90-455, juillet 2001).

15.2 Qualité physico-chimique de l'eau

Comme en microbiologie, les contrôles physico-chimiques concerneront en premier lieu les limites et références de qualité de la réglementation, puis d'autres paramètres importants.

15.2.1 Sur l'eau à désinfecter

Matières organiques oxydables

COT et oxydabilité au $KMnO_4$ *(références de qualité, cf. § 27.14 et § 27.40)*

Le COT (et COD) et l'oxydabilité au permanganate de potassium par les méthodes classiques (NF EN 1484, juillet 1997 et NF EN ISO 8467, juillet 1995), permettent d'estimer le potentiel de consommation en désinfectant et le potentiel de formation de sous-produits de chloration.

Absorbance UV et SUVA *(cf. F-C8)*

L'absorbance UV à 254 nm et le SUVA (rapport de l'absorbance UV au COD) sont des éléments importants pour prédire la formation de THM lors de la chloration et pour évaluer les performances de la désinfection par UV.

Type de matières organiques dissoutes *(cf. F-C8)*

Certaines autres analyses spécifiques aux matières organiques dissoutes (MOD) peuvent être pratiquées occasionnellement sur les eaux à désinfecter. Elles peuvent être utiles pour évaluer la formation de sous-produits de chloration en usine et lors de la distribution. C'est le cas du fractionnement des MOD.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

pH et température (références de qualité cf. § 27.43 et § 27.50)

Le pH et la température sont des paramètres déterminants sur la consommation en désinfectant et le potentiel de formation de sous-produits de désinfection (THM et bromates).

Ammonium (référence de qualité, cf. § 27.4)

L'ammonium, par exemple par spectrométrie (NF T90-015-1, janvier 2000), permet d'évaluer la consommation de chlore (au « break-point ») par ce paramètre.

Bromures

L'ion bromures, par chromatographie ionique (NF EN ISO 10304-1, juillet 1995), est un élément déterminant dans la formation de bromates par ozonation et de THM bromés et mixtes lors de la chloration.

15.2.2 Sur l'eau désinfectée (sortie usine et en réseau)

Désinfectant chimique résiduel

- Chlore libre et total (référence de qualité) : méthode à la DPD (NF EN ISO 7393-2, mars 2000) ou méthode ampérométrique en ligne.
- Dioxyde de chlore : méthode à la DPD.
- Ozone résiduel : méthode à la DPD ou méthode au trisulfonate d'indigo.

Trihalométhanes totaux (limite de qualité, cf. § 27.52)

Les THMt, par extraction et dosage en chromatographie gazeuse couplée (par exemple) à la spectrométrie de masse (NF EN ISO 10301, juillet 1997), sont formés lors de la chloration.

Bromates (limite de qualité, cf. § 27.12)

Les bromates, par chromatographie ionique (NF EN ISO 15061, septembre 2001), sont formés lors de l'ozonation et/ou introduits par l'eau de Javel.

Chlorites (référence de qualité, cf. § 27.17)

Les chlorites, par chromatographie ionique (NF EN ISO 10304-4, juin 1999), sont formés lors de l'utilisation du dioxyde de chlore.

Autres contrôles indispensables

- pH et température (références de qualité).
- Saveur et odeur (références de qualité) par les méthodes normalisées (NF EN 1622).
- Certains métaux (Fe, Mn, Zn, Pb) et monomères (chlorure de vinyle) sur l'eau du réseau.

Copyright © 2015 Dunod.

Paramètres spécifiques (études approfondies et probable future réglementation)

- Les AOX (ou TOX), par la méthode normalisée (NF EN ISO 9562, mars 2005), sont formés lors de la chloration.
- Les acides haloacétiques (AHA), par chromatographie gazeuse après extraction et dérivation (NF EN ISO 23631, juin 2006), sont formés par chloration et feront probablement partie de la future réglementation (cf. § 27.1).
- La chlorophylle a, b et c, par spectrométrie d'absorption moléculaire ou par spectrofluorimétrie ou encore par chromatographie liquide, est révélatrice de la présence d'algues.
- Les chlorates, par chromatographie ionique (NF EN ISO 10304-4, juin 1999), sont formés lors de l'utilisation de dioxyde de chlore et feront probablement partie de la future réglementation (cf. § 27.15).
- Les nitrosamines et notamment la NDMA (par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie masse) pourraient faire partie de la future réglementation (cf. § 27.35).

15.3 Paramètres de dimensionnement

Certains paramètres de dimensionnement seront utiles à toute optimisation de la désinfection, c'est-à-dire à l'obtention de la meilleure adéquation entre des abattements suffisants en micro-organismes et une formation minimisée de sous-produits de désinfection. Ce sont principalement la modélisation du temps de séjour en réseau. Les paramètres C ou I et τ ou t_{10} permettent d'évaluer les valeurs de $C.t$ ou $I.t$ au niveau des réacteurs de désinfection chimique ou la dose de radiation UV (cf. § 14.2).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

16 Élimination par clarification

La clarification conventionnelle des eaux de surface destinées à la production d'eau potable inclut systématiquement une coagulation, une floculation, une décantation ou flottation et une filtration en profondeur (sur sable ou bi-couche). En traitement des eaux souterraines, l'étape de filtration en profondeur peut aussi être pratiquée (cf. § 4.1). Dans tous les cas de ressources, la clarification peut aussi comprendre, uniquement ou en étape dans la chaîne, un ou plusieurs procédés à membrane.

Ces procédés de rétention de particules (colloïdales ou non) vont bien évidemment participer à la désinfection par simple capture des micro-organismes qui sont aussi des particules en suspension de type MES (bactéries, protozoaires, algues) et des colloïdes (bactéries, virus), parfois à la limite du dissous (virus). Cette capture sera généralement d'autant plus importante que la turbidité en sortie sera faible.

16.1 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des bactéries

Les performances annoncées sont très variables, elles dépendent de l'eau brute (les abattements les plus conséquents étant obtenus pour les eaux brutes de mauvaise qualité) et de l'efficacité de la clarification (nombre d'étapes par exemple).

Les bacilles (bâtonnets jusqu'à 6 µm de longueur) sont mieux retenus que les coques (sphères de diamètre 2 µm maximum) compte tenu de leur forme et leur taille.

Les rendements de la coagulation/floculation/décantation sont extrêmement variables, alors que ceux des filtres rapides sont souvent plus comparables, quel que soit le nombre de couches (avec des vitesses de filtration < 25 m/h).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

16.1.1 Limites de qualité

La capture de *Escherichia coli* par clarification complète (coagulation/floculation, décantation, filtration rapide) d'eaux de surface est citée comme pouvant atteindre 4 à 5 log et celle des entérocoques (ou streptocoques fécaux) jusqu'à 3 à 3,5 log.

16.1.2 Références de qualité

Peu de données sont disponibles sur les germes aérobies revivifiables (flore totale), les valeurs annoncées pour une clarification complète (coagulation/floculation, décantation, filtration rapide) d'eaux de surface atteignent parfois 4 log d'abattement, mais peuvent être également inférieures à 90 % de capture dans d'autres cas de suivi.

Les données sur les bactéries coliformes (appelés encore coliformes totaux) sont assez nombreuses et très variables. Après clarification complète d'eaux de surface on trouve des valeurs d'abattement pouvant varier de 1 à 5,5 log.

Les bactéries sulfito-réductrices et leurs spores sont très bien capturées par clarification complète (> 3 log), les spores étant complètement abattues par une simple filtration rapide.

16.1.3 Autres paramètres microbiologiques

Certains contrôles ont été réalisés sur *Pseudomonas aeruginosa* et *Staphilococcus aureus*, en sortie de clarification complète (coagulation/floculation, décantation, filtration rapide) d'eaux de surface, avec des abattements pouvant atteindre respectivement 4 et 1,5 log.

16.2 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des virus

Dans le cas des virus de très petite taille (colloïdes de quelques dizaines à une centaine de nm), il faut s'attendre à une efficacité nettement moins bonne qu'avec les bactéries. Lors d'une clarification complète (coagulation/floculation, décantation, filtration rapide), l'effet de la coagulation conduit toutefois à une capture significative. Les faibles données disponibles portent sur les entérovirus, avec des éliminations comprises entre 1 et 2 log. Les abattements peuvent atteindre 3 à 4 log pour des eaux fortement contaminées et traitées par une coagulation optimisée.

Copyright © 2015 Dunod.

16.3 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des protozoaires pathogènes

Des bilans effectués depuis le début des années 2000 sur l'efficacité des techniques de clarification conventionnelle vis-à-vis des protozoaires montrent des chiffres très variables d'une usine à l'autre, allant de 1 à 2 log pour les amibes et de < 0,5 log d'abattement à plus de 3 log pour les parasites kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*.

Une analyse plus poussée au regard du paramètre de qualité turbidité de l'eau clarifiée conduit aux conclusions suivantes :

- abattement moyen < 0,5 log pour *Giardia* et *Cryptosporidium* quand la turbidité maximale résiduelle assurée en clarification est de 2 NFU ;
- 0,5 à 1 log, pour turbidité < 1,5 NFU ;
- 1,5 à 2 log, pour turbidité < 1 NFU ;
- 2 à 3 log, pour turbidité < 0,5 NFU ;
- 4 à 5 log, pour turbidité < 0,1 NFU (6 log pour membranes MF et UF).

16.4 Performances de la clarification conventionnelle sur l'élimination des algues

L'élimination des algues par clarification conventionnelle est annoncée comme étant plus facile avec les diatomées qu'avec les chlorophycées, elles-mêmes plus faciles à éliminer que les cyanophycées.

La coagulation doit être appliquée dans les meilleures conditions (choix important de la dose et du pH, quel que soit le coagulant) en favorisant particulièrement le chlorure ferrique. La coagulation/floculation permet de retenir surtout les micro-algues (dans les flocs), les macro-algues (chlorophycées et cyanophycées filamenteuses) étant surtout retenues par filtration.

Le choix de la technologie de clarification est également important. La flottation permet d'obtenir les meilleurs résultats. En décantation, les décanteurs à lits de boues sont plus performants que les décanteurs statiques.

Les abattements obtenus sont généralement de 90 % et peuvent atteindre 99 % dans les conditions optimales.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

16.5 Performances de la filtration directe

Par filtration directe rapide avec coagulant, les abattements en *Cryptosporidium* sont annoncés comme étant de 3 log (2 log sans coagulant). La filtration lente, bien que pratiquement très peu utilisée, conduit à d'excellents taux de capture, de 4 à 5 log pour *Giardia* et *Cryptosporidium* et supérieurs à 3 log pour les entérovirus. La filtration sur terres de diatomées (NFU < 0,1) permet d'obtenir des valeurs comparables.

16.6 Contamination des filtres

La contamination des filtres avant lavage est rarement évaluée bien qu'elle soit évidente. Les amibes, les bactéries aérobies sporulantes et les spores de bactéries anaérobies sont réparties sur toute la profondeur (2 log/mL de matériau, 4 log/mL et 1 à 2 log/mL respectivement), alors que les coliformes de type *E. coli* sont principalement en surface du média (2 log/mL). Le lavage élimine correctement *Cryptosporidium* (et les bactéries), mais difficilement les amibes.

16.7 Performances de la clarification par techniques membranaires

Le tableau 16.1 présente les principales qualités des eaux traitées qui sont fréquemment mentionnées par les constructeurs et dans les bilans d'exploitation. L'ultrafiltration (basse pression) est considérée (à juste titre) comme le procédé de désinfection de l'eau le plus efficace et le plus sécurisant sur les usines. Comme déjà précisé, ce procédé, comme les autres procédés physiques, ne permet pas d'éviter une désinfection chimique (passive) en réseau.

Tableau 16.1 Performances attendues en clarification membranaire.

Procédé	Turbidité[1]	Micro-organismes			
		Cryptosporidium	*Giardia*	Bactéries[2]	Virus
MF	< 0,1 NFU	> 5 ou 6 log[3]	> 5 ou 6 log	> 6 log	1 à 3 log
UF	< 0,05 NFU	> 5 ou 6 log	> 5 ou 6 log	> 6 log	> 4 log

(1) Même avec des pointes de 700 NFU.
(2) Coliformes, streptocoques et bactéries anaérobies sulfito-réductrices.
(3) Selon les sources.

On peut noter également que les algues sont totalement éliminées mais que les microcystines dissoutes ne le sont pas, à l'exception bien sûr, du potentiel de relargage dans l'eau traitée par rapport à celui de l'eau brute.

Copyright © 2015 Dunod.

17 Désinfection par le chlore libre

Le terme générique de « chloration » des eaux inclut les introductions dans l'eau de chlore gazeux (Cl_2), d'hypochlorite de sodium (NaOCl) ou d'hypochlorite de calcium ($Ca(OCl)_2$). Ces trois réactifs peuvent générer de l'acide hypochloreux (HOCl ou chlore actif) dans l'eau (selon la valeur du pH) ; l'addition d'hypochlorite générant également des ions hydroxydes. Sauf dans certains cas de traitement d'eaux souterraines où elle peut être utilisée en « tête », la chloration ne sera toujours utilisée qu'en désinfection finale, juste avant la mise en distribution et pendant la distribution.

17.1 Réactifs

17.1.1 Chlore gazeux, Cl_2

Le chlore gazeux, Cl_2, commercialement disponible sous forme liquide sous pression (6 à 9 bar), est stocké dans des conteneurs éprouvés à 30 bar qui sont soit des bouteilles verticales (15 à 50 kg), soit des tanks horizontaux (500 à 1 000 kg ou plus). Il est produit industriellement par électrolyse du chlorure de sodium (avec une cathode en titane plutôt qu'en mercure).

Impuretés

La contrainte la plus forte en termes de teneurs maximales d'impuretés introduites (en général < 1/10 de la concentration tolérée dans les eaux distribuées selon la réglementation en vigueur) concerne le mercure, mais les bromures, bromates, TOX et autres éléments (Cd, Sb, Se, CCl_4) font également partie des impuretés possibles.

Stockage et distribution

Le chlore est un gaz toxique (2,5 fois plus dense que l'air) contenu dans des conteneurs qui doivent donc être disposés dans des locaux fermés et indépendants. L'ensemble de l'installation doit être soumis à déclaration (maximum

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

1 000 kg de stockage) ou autorisation (plus de 1 000 kg). La détection de fuites et un système de neutralisation des fuites sont imposés (figure 17.1).

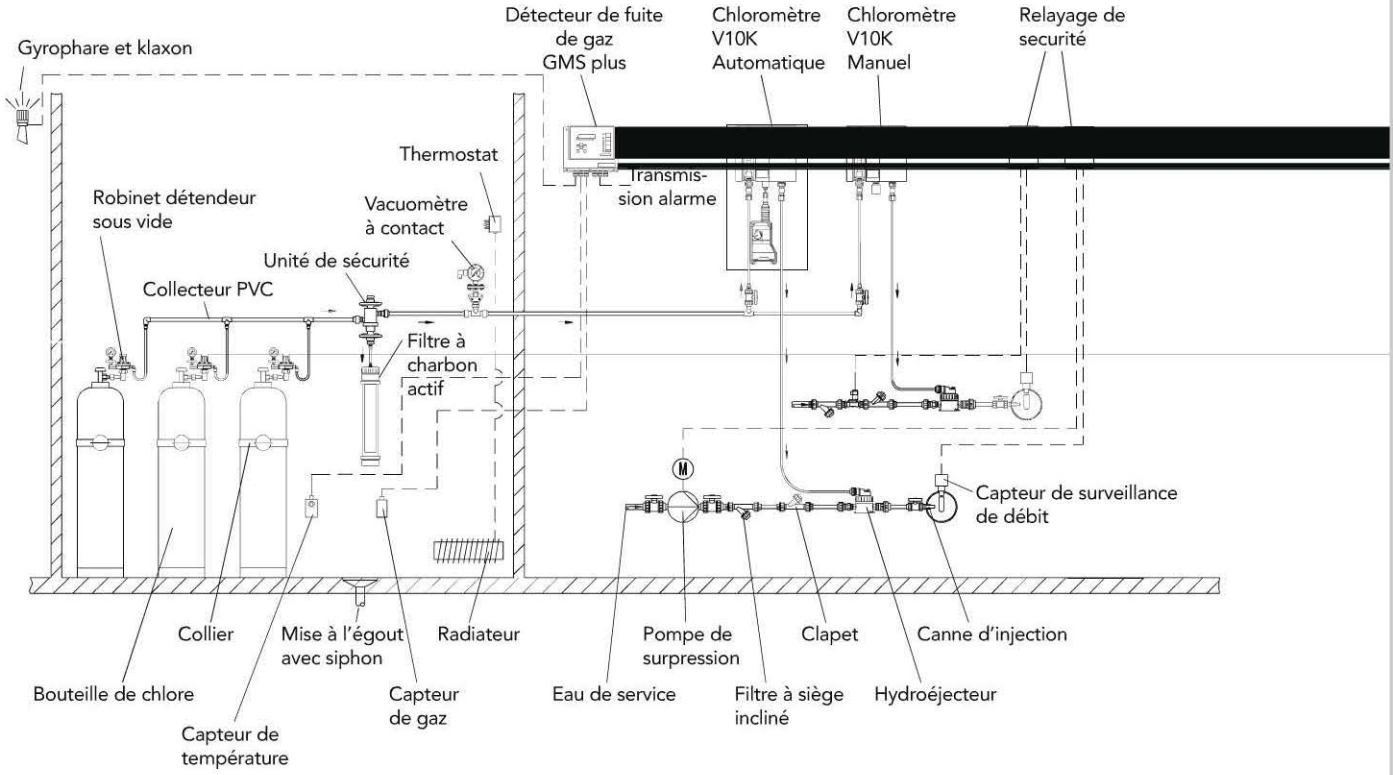


Figure 17.1 Schéma de fonctionnement d'un doseur de gaz.
(Illustration fournie par la société Wallace & Tiernan®, Evoqua)

À la sortie du stockage, la distribution du chlore (sous forme gazeuse ou liquide) est effectuée sous dépression jusqu'à un hydroéjecteur afin de produire une eau chlorée. Il faut parfois apporter des calories pour des débits de chlore supérieurs à 10 kg/h. Le chlore distribué est dosé par un doseur de gaz ou chloromètre.

17.1.2 Hypochlorite de sodium, NaOCl + NaOH (eau de Javel)

L'hypochlorite de sodium en solution commerciale basique ou eau de Javel, est un liquide jaune verdâtre dont le pH est compris entre 11,5 à 13. C'est la forme solubilisée du chlore gazeux dans la soude avec une quantité équimolaire d'ion chlorure et d'ion hypochlorite (à ce pH). Son titre (ou concentration) est exprimé en degrés chlorométriques (1° = 3,17 g Cl_2/L). Pour l'eau de Javel industrielle, ce titre est généralement compris entre 47 et 50° chlorométriques (soit 149 à 159 g de Cl_2 par litre d'eau de Javel). L'eau de Javel est relativement instable et son exposition à la lumière et/ou à la température ou encore la diminution du pH (< 11) entraîne une diminution significative de son titre, sans diminuer la concentration en impuretés (voire une augmentation dans le cas des chlorates).

Copyright © 2015 Dunod.

Impuretés

La contrainte la plus forte en termes de teneurs maximales d'impuretés introduites concerne les bromates, mais les chlorates et autres impuretés métalliques (Cd, Cr, Pb Sb, Se) font également partie des impuretés possibles à vérifier au moment de l'achat (certaines eaux de Javel du marché contenaient à une époque jusqu'à 600 mg/L de bromate).

Exemple

L'introduction de 13,4 mL d'eau de Javel (EdJ) à 47° chlorométriques (ou 149 g Cl_2/L d'EdJ) par m^3 d'eau à traiter correspond à un taux de traitement de 2 g/m^3. Si on s'impose une introduction d'impuretés BrO_3^- de 1 mg par m^3 d'eau traitée (1/10 de la « norme »), il faudra que la teneur en impuretés BrO_3^- de l'EdJ soit au maximum de 75 mg de bromates par litre d'EdJ. Si le titre de l'EdJ perd 50 %, la teneur en bromates introduits doublera pour un même taux de chloration.

Stockage et distribution

L'eau de Javel est stockée sous forme de solution basique dans des cuves en acier (avec revêtement) ou plus généralement en plastique. Compte tenu de la valeur du pH, si une dilution du réactif est nécessaire, il est fortement conseillé d'utiliser de l'eau adoucie pour éviter la précipitation du carbonate de calcium.

Comme tout réactif liquide, l'eau de Javel est distribuée par pompe volumétrique à débit réglable (pompe doseuse) asservie si possible à la concentration de chlore résiduel libre.

Électro-chloration

L'hypochlorite de sodium peut être produit sur site en solutions diluées (6 g Cl_2/L ou ≈ 2° chlorométriques) par électrolyse en cellule ouverte d'une saumure de chlorure de sodium (30 g/L). Des solutions plus concentrées (25 g Cl_2/L) sont obtenues en pratiquant l'électrolyse en cellule à membrane. Les impuretés les plus contraignantes étant le chlorure de sodium et les bromates.

17.1.3 Hypochlorite de calcium, $Ca(OCl)_2$

L'hypochlorite de calcium est utilisé sous forme solide. Il est fabriqué à partir d'une réaction du chlore gazeux avec la chaux. Ce réactif titre généralement entre 92 et 94 % en masse de $Ca(OCl)_2$, soit 65 à 70 % massiques de chlore actif.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Impuretés

L'hypochlorite de calcium contient moins d'impuretés que l'hypochlorite de sodium, les teneurs en chlorates (surtout) et bromates, ainsi qu'en aluminium devront être exigées avant achat.

Stockage et distribution

L'hypochlorite de calcium doit être stocké au sec et à l'abri de la chaleur et des matières organiques. C'est un solide blanc (poudre, granulés, galets ou briquettes), qu'il faut donc dissoudre en solutions concentrées puis diluées (avec de l'eau adoucie ou décarbonatée). Il existe des systèmes de préparation à partir de briquettes qui assurent également le dosage. La solution est distribuée par une pompe doseuse comme pour l'eau de Javel.

17.2 Réacteurs de chloration

17.2.1 Bassin (ou bâche) de contact en usine

L'injection des solutions de chlore (eau chlorée) se fait dans une zone de turbulence de façon à assurer un bon mélange en amont du bassin de contact. Les réacteurs ou bassins de contact doivent se rapprocher du réacteur idéal (écoulement à flux piston), ce qui nécessite un cloisonnage pour limiter les courts-circuits hydrauliques. Les chicanes doivent conduire à des « couloirs » dont le rapport longueur/largeur peut atteindre 50 (cas idéal). Si la notion de $C.t_{10}$ (cf. § 14.2.3) est la consigne, le rapport t_{10}/t peut atteindre 0,7 avec un bon cloisonnage et peut être seulement de 0,1 ou 0,2 sans chicanes.

17.2.2 Analyseur en ligne

L'usine et (souvent) le réseau de distribution sont équipés d'un analyseur de chlore libre en ligne (figure 17.2). C'est pratiquement toujours un analyseur par méthode ampérométrique dont la gamme de mesure est comprise de 0,01 à 5 mg/L de Cl_2 libre.

17.3 Conditions d'une bonne chloration en production

Dans le cas d'eau brute de surface, la chloration devra toujours être appliquée sur une eau traitée de meilleure qualité possible, c'est-à-dire en fin de filière de traitement. En eau souterraine exempte de matières organiques, elle pourra être exceptionnellement appliquée en début de filière quand une pré-oxydation est nécessaire comme lors de l'oxydation du fer, du manganèse, de l'ammonium.

Copyright © 2015 Dunod.

Figure 17.2 Analyseur d'oxydant résiduel (chlore, dioxyde de chlore, ozone).
(Illustration fournie par la société Wallace & Tiernan®, Evoqua)

Pour une exploitation optimale, il est important de ne pas oublier, d'une part, que les efficacités désinfectantes de chaque étape de traitement (en amont d'une chloration finale) s'additionnent (en log d'abattement), et d'autre part, que plus la température de l'eau est élevée, plus la désinfection sera efficace.

17.3.1 « *C.t* » à appliquer

Quel que soit le réactif utilisé (Cl_2 gazeux, NaOCl), le maintien d'une concentration (*C* du *C.t*) de 0,5 mg/L de Cl_2 libre pendant 30 min (*t* du *C.t*) à un pH inférieur à 8 est généralement conseillé pour permettre d'éliminer les bactéries pathogènes et le virus poliomyélitique. Il s'agit donc d'un *C.t* théorique de 15 min.mg/L au minimum.

En fait, ces consignes sont très largement dépassées sur les usines où les *C.t* sont souvent de quelques centaines de min.mg/L. Ceci est dû aux réservoirs de stockage sur usine (avant refoulement dans le réseau) qui présentent des temps de plusieurs heures. Les valeurs de *C*, quant à elles, sont généralement maintenues entre 0,4 et 0,6 mg/L, avec des valeurs extrêmes rarement inférieures à 0,3 mg/L et atteignant parfois 1 mg/L. Dans ces conditions, même avec des *C.t* exagérés, la chloration sera inefficace vis-à-vis des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*.

17.3.2 Demande en chlore et taux de chloration en production

Afin d'optimiser les taux de traitement à appliquer pour obtenir la concentration résiduelle souhaitée en réacteurs de chloration, il est très utile de connaître la demande en chlore de l'eau à désinfecter.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Demande en chlore

Le principe repose sur le fait que certaines matières réductrices (minérales et organiques) dissoutes dans l'eau vont consommer du chlore pendant un temps de contact donné. L'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$), par exemple, sera transformé majoritairement en diazote, en passant par la formation puis la destruction de chloramine (cf. § 14.3.1 et F-C10), sauf pour la trichloramine qui est stable. La stœchiométrie de cette réaction est de 7,61 mg Cl_2/mg N (3 moles de chlore pour 2 moles d'azote) qu'il faudra ajouter à la consommation due aux autres composés réducteurs présents (fer, matières organiques, etc.).

Méthodologie

Dans une série de flacons contenant un même volume d'eau à analyser, on ajoute des concentrations croissantes de chlore. La demande en chlore de l'eau est donnée par le premier flacon dans lequel on décèle la présence de chlore libre après un temps de contact déterminé (généralement celui de la bâche de contact, avant mise en distribution).

Courbe obtenue

Le tracé de la courbe représentant la concentration de chlore résiduel libre en fonction du chlore introduit (figure 17.3) permet de déterminer la demande en chlore de l'eau, qui correspond au taux de chloration à appliquer pour voir apparaître une teneur résiduelle en chlore libre (point A).

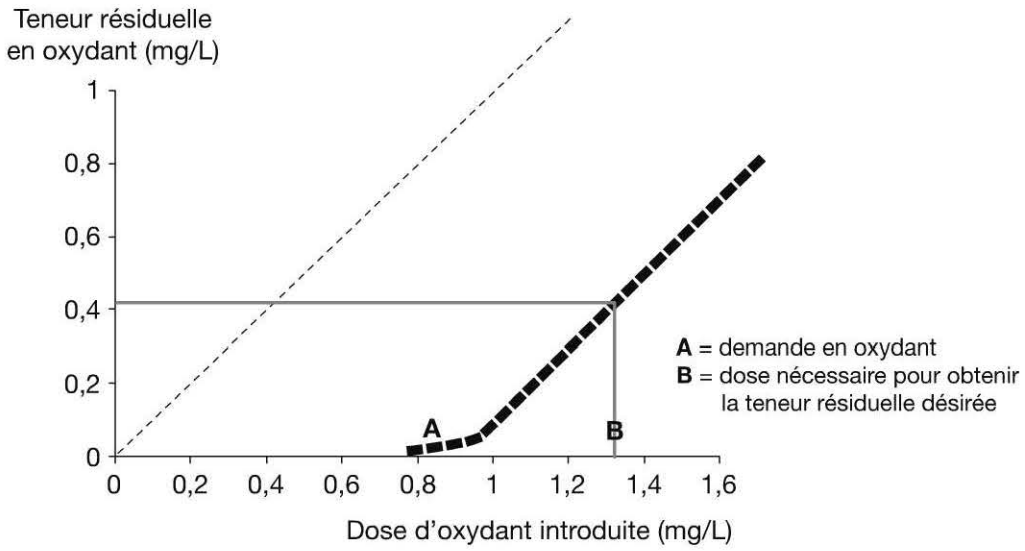


Figure 17.3 Détermination de la demande en chlore d'une eau (point A) et du taux de chloration à appliquer (point B).
(Figure extraite de *L'analyse de l'eau*, Rodier *et al.*, 2009, Dunod)

C'est la concentration en chlore résiduel libre qui doit être mesurée (par la méthode à la DPD) car elle représente la forme du chlore la plus efficace en désin-

Copyright © 2015 Dunod.

fection. Toutefois, il peut être intéressant de déterminer également le chlore total (chlore libre + chlore combiné) en fonction de la dose de chlore introduite. Pour les eaux contenant de l'ammoniaque, cela permet en effet de tracer la courbe dite « de break-point » (cf. F-C10).

Taux de chloration

La dose de chlore à appliquer pour satisfaire la demande en chlore et obtenir, après le temps de contact fixé, une teneur en chlore résiduel donnée est généralement de l'ordre de 0,3 à 0,5 mg/L (point B). Les taux de traitement ainsi déterminés se traduisent souvent par la relation suivante pour une eau traitée :

$$\text{Taux de chlore (en mg } Cl_2\text{/L)} = a \,.\, (\text{COD}) + b \,.\, (\text{N-}NH_4^+) + C$$

a = 0, 3 à 0,5 mg Cl_2/mg C

b = 8 à 9 mg Cl_2/mg N (théoriquement 7,6 mg Cl_2/mg N)

C : résiduel de chlore libre recherché au point de mise en distribution en mg Cl_2/L

17.3.3 Formation de THM (et autres SPD) en production

Les formations de THM et autres sous-produits de chloration (acides haloacétiques) sont évidemment liées, d'une part, à la présence de précurseurs organiques, et d'autre part, aux conditions de chloration pratiquées en désinfection finale.

Effet des matières organiques dissoutes sur la formation des THM

D'une manière générale, plus le COT (ou COD ou matières organiques oxydables au $KMnO_4$) d'une eau est élevé, plus le risque est grand de former des THM. L'eau (traitée) avant chloration doit donc contenir un COT le plus faible possible, bien que ce paramètre ne soit pas le seul à prendre en considération.

Importance du SUVA

Il semble aujourd'hui démontré que la formation de THM soit plus proportionnelle à la valeur du SUVA (rapport UV_{254}/COD) de l'eau à désinfecter qu'à sa seule teneur en COD. D'ailleurs, le COD d'une eau de surface traitée est relativement stable dans le temps alors que l'absorbance UV (donc le SUVA) peut varier très significativement (cf. § 20.3.1). Pour des eaux traitées de barrage ou de rivière, voire pour des eaux de nappes alluviales, il a été observé des valeurs extrêmes du SUVA allant de 0,2 à 2 L/(mg.m) alors que le COD variait seulement de 1,5 à 2 mg/L.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Analyses spécifiques de matières organiques précurseurs

Certaines analyses spécifiques peuvent permettre de préciser la nature précurseur de THM de la matière organique dissoute. Par exemple, le potentiel de formation de THM (PFTHM) consiste généralement à surchlorer une eau (de façon à ce qu'une concentration significative de chlore résiduel, 0,3 mg/L minimum, soit présente en fin de réaction) à température et pH constants, puis mesurer la formation de THM formés après 72 h (PFTHM).

Une autre approche consiste à étudier le fractionnement des matières organiques (cf. F-C8) de l'eau à désinfecter, sachant que le potentiel de formation de THM de la fraction hydrophobe est toujours supérieur à celui de la fraction transphilique, lui-même supérieur au potentiel de la fraction hydrophile.

Effet des conditions de chloration sur la formation de THM

D'une manière générale, plus le *C.t* est élevé (toutes autres conditions identiques), plus la formation de THM est élevée. Il faudra donc optimiser *C* et *t*.

Importance du pH

Il est souvent observé que la formation de THM est d'autant plus élevée que le pH de chloration est faible. En effet, l'acide hypochloreux (HOCl, chlore libre actif) est beaucoup plus réactif avec les matières organiques que l'ion hypochlorite (ClO^-, chlore libre disponible), mais aussi beaucoup plus désinfectant (HOCl est 100 fois plus efficace que ClO^- pour l'inactivation des bactéries entériques et 50 fois plus pour les virus).

Concentration en HOCl

C'est donc la concentration résiduelle en HOCl au point de mise en distribution qui va être déterminante. Elle sera fonction du taux de chlore appliqué, du temps de séjour hydraulique en réservoir de chloration, ainsi que du pH et de la température de chloration (0,3 mg/L de chlore libre résiduel à pH 8,5 et 25 °C correspond à 0,03 mg/L de chlore actif, alors que, à pH 7,3 et 25 °C ou 0 °C, le chlore actif est de l'ordre de 0,18 ou 0,23 mg/L).

17.3.4 Traçages

Il est conseillé de réaliser des traçages dans les bâches de contact, par injection d'un produit chimique autorisé. Lorsque la valeur du rapport t_{10}/τ (cf. § 14.2.3) est trop faible (entre 0,1 et 0,2), il est alors conseillé de réaliser un cloisonnage qui, pour un réservoir circulaire, permet d'augmenter ce rapport (jusqu'à 0,5-0,6) donc d'augmenter dans un rapport 3 à 4 la valeur du $C.t_{10}$ pour un même taux de chlore appliquée ou encore diminuer le taux de chlore pour une même valeur de $C.t_{10}$.

Copyright © 2015 Dunod.

17.4 Chloration en réseau

Le réseau peut être une source supplémentaire de contamination microbiologique, bien que toujours moins risquée et moins résistante que la contamination de l'eau brute. Il est donc impératif de maintenir un résiduel de désinfectant dans l'eau du réseau qui, en France, est soit du chlore, soit du dioxyde de chlore.

Compte tenu des faibles taux de désinfectant appliqués au point de mise en distribution, des rechlorations de l'eau distribuée devront être très souvent pratiquées (généralement en réservoirs). Une concentration résiduelle de chlore libre de 0,1 mg/L sera *a minima* maintenue dans le réseau, sauf en période de plan Vigipirate où elle devra être plus élevée (0,3 mg/L).

17.4.1 Évolution du chlore libre résiduel en réseau

Afin d'évaluer l'évolution du chlore résiduel libre en réseau, l'idéal est de la simuler par modélisation en procédant par étapes successives.

Modélisation hydraulique

La 1re étape est une modélisation numérique de l'hydraulique du réseau (en utilisant des modèles disponibles sur le marché), suivi d'un calage en comparant les temps de séjour hydraulique (par traçage) avec ceux calculés par le modèle (calage qui peut aussi se faire globalement en 3e étape à partir des mesures de chlore résiduel).

Modélisation cinétique

La 2e étape consiste en l'utilisation d'une simple expression cinétique sous sa forme :

$$\ln\left([Cl_{2\ libre}]_0/[Cl_{2\ libre}]_t\right) = k'_{total} \cdot t$$

$$k'_{total} = k'_{eau} + (k'_{dépôts} + k'_{paroi})/r_h$$

k'_{eau} : constante cinétique (premier ordre apparent), fonction du COD, du pH et de la température de l'eau

k'_{paroi} : constante cinétique (premier ordre apparent), fonction de la nature du matériau

$k'_{dépôts}$: constante cinétique (premier ordre apparent), fonction de la nature des dépôts (corrosion, biofilms…)

r_h : rayon hydraulique ou rayon interne des canalisations du réseau

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Remarques

• La valeur de k'_{eau} peut être reliée au COT (ou COD) et à la température de l'eau pour une eau dont le pH ne varie pas ou très peu : $k'_{eau} = a.(COT).exp^{(-b/température)}$. Elle est généralement comprise entre 1 et 2.10^{-3} min^{-1} pour une température froide (≈ 3 °C) et un COT compris entre 1 et 3 mg/L et de l'ordre de 6 à 9.10^{-3} min^{-1} pour les mêmes eaux « chaudes » (≈ 25 °C).

• k'_{eau} représente une part généralement faible de k'_{total}, entre 10 % (réseaux usagés en fonte grise) et 30 % (réseaux usagés en matériaux de synthèse), voire plus pour des réseaux neufs bien rincés en matériau de synthèse.

• Si le pH de l'eau distribuée varie, il est préférable d'utiliser la concentration en HOCl pour modéliser ou encore d'introduire une fonction du pH.

• La valeur de k'_{paroi} peut représenter jusqu'à 60 % de la valeur de k'_{total} dans le cas de la fonte grise alors qu'elle est négligeable (≈ 2 %) dans le cas de matériaux de synthèse.

• La valeur de $k'_{dépôts}$ peut représenter plus de 70 % de k'_{total} en matériaux de synthèse et de l'ordre de 30 % dans les autres cas.

Calage

La 3e étape est le calage du modèle, puisque la modélisation de la chloration ne peut être simple et généralisée mais doit être adaptée à chaque situation. Pour cela, il faut :

- contrôler la répartition du chlore sur toute l'étendue du réseau et sur 24 h ;
- caler le modèle dans la mesure du possible ;
- repérer les zones dont le degré de désinfection est jugé insuffisant ;
- proposer des stratégies de gestion en usine et/ou décider d'une rechloration.

17.4.2 Justification de la rechloration en réseau

L'objectif principal de la rechloration en réseau est de maintenir un minimum de résiduel de chlore libre en tout point du réseau en évitant des résiduels trop élevés pour les points de distribution à proximité de l'usine. Autrement dit, il est préférable de chlorer la même eau en plusieurs fois, à petites doses de chlore ajouté, qu'en une seule fois, à forte dose.

L'évolution de la demande en chlore d'une eau traitée suit la courbe inverse de l'évolution de la concentration résiduelle en chlore libre. Ces courbes suivent une loi cinétique du pseudo-premier ordre (cf. ci-dessus). Il est donc logique (et

Copyright © 2015 Dunod.

mathématiquement démontrable) que rechlorer à petites doses une ou plusieurs fois en réseau, après la chloration en usine, est plus économe en chlore utilisé que de ne pas rechlorer en réseau et donc de traiter à forte dose en usine. C'est également bénéfique pour la formation de THM (et autres TOX) puisque cette formation est liée à la consommation de chlore libre.

Exemple

Pour une eau traitée dont la constante cinétique du premier ordre apparent k'_{eau} est de 10^{-2} min^{-1} (cf. § 17.4.1), le maintien d'un résiduel de chlore libre au minimum de 0,2 mg/L, en queue de réseau, nécessite un taux de chloration d'environ 1,5 g Cl_2/m^3 (hypothèses : TSH de 60 min en réservoir de chloration en usine et de 140 min en réseau, réseau en matériaux de synthèse sans dépôts). Une chloration en usine de 0,4 g/m^3, suivie d'une rechloration en sortie réservoir (tête de réseau) pour ajuster le résiduel à 0,4 mg/L, suivie d'une seconde rechloration pour ajuster à nouveau à 0,4 mg/L à mi-parcours en réseau, n'utilisera que de l'ordre de 0,8 g Cl_2/m^3. C'est donc une économie de presque moitié sur le chlore utilisé, avec un résiduel de chlore libre toujours compris entre 0,4 et 0,2 mg/L.

17.4.3 Évolution des THM en réseau

En théorie

On peut estimer qu'un temps de chloration de 1 à 2 h sur l'usine n'atteindra environ et en moyenne que le tiers du potentiel total de consommation de chlore et du potentiel de formation de sous-produits de chloration. En présence de chlore libre dans le réseau, la consommation de chlore va progresser (cf. ci-dessus) et la formation de sous-produits de chloration également.

Les observations du terrain en absence de rechloration

Les paramètres cités comme importants sont le temps de séjour hydraulique dans le réseau, le résiduel de chlore libre, la température et la saison. D'après plusieurs auteurs, le ratio moyen entre la concentration en THM en queue de réseau et celle sortie usine est généralement de 2. Toutefois, les données de « terrains » font assez souvent apparaître un palier, voire plus rarement une diminution des THM.

C'est généralement en eau « chaude » que l'augmentation des THM en réseau est observée. Dans la période d'été où le SUVA de l'eau traitée est souvent le plus faible, les matières organiques dissoutes restantes sont les plus lentement réactives avec le chlore ce qui se traduit par une plus faible formation de THM en

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

production (par comparaison avec une eau présentant un SUVA élevé) et donc un potentiel d'augmentation plus grand dans le temps. De plus, l'effet température peut accélérer la phase lente des réactions.

En eau froide où le SUVA de l'eau est souvent le plus élevé (> 1,5, voire > 2), l'effet réseau est généralement beaucoup moins visible et les concentrations en THM sont stables en réseau.

Avec rechloration

La rechloration n'a pas toujours un effet significatif et quand il est observé, cet effet est rarement fonction de la dose de chlore appliquée en rechloration. La présence de réservoir est également un paramètre dont il faut tenir compte, mais qui n'a pas toujours le même effet (augmentation ou diminution).

Il y a peu de données disponibles sur la comparaison (même usine, même saison d'eau brute, même traitement et même réseau), entre une période sans rechloration et une période avec une ou plusieurs rechlorations. Le calcul montre toutefois que la rechloration est plutôt bénéfique (cf. § 17.4.2).

17.4.4 Entretien du réseau par désinfection

Le réseau devra être suivi, nettoyé, réparé, parfois fortement désinfecté. En effet, les contrôles en réseaux de distribution (publics et privés) conduisent aux données suivantes :

- 5 à 25 % des échantillons d'eau distribuée peuvent être qualifiés de mauvais (principalement en conduites publiques) ;
- 20 à 70 % des échantillons sont douteux (principalement en conduites privées).

Ces contaminations sont généralement dues aux interventions prolongées sur le réseau, comme par exemple :

- un remplacement de conduite, après lequel un rinçage abondant doit être tout d'abord effectué, suivi de l'introduction d'une solution d'oxydant (par exemple 5 mg Cl_2/L) pendant 24 h, puis d'un rinçage avec l'eau à distribuer ;
- une intervention en réservoir, après laquelle il faut pratiquer une désinfection par pulvérisation, un rinçage, une mise en contact avec du chlore (5 mg/L) pendant 12 h (par remplissage), et enfin une vidange et un remplissage.

Dans tous les cas, une analyse conforme à la réglementation (Cl_2 libre et total, NFU, Fe, Mn, Zn, coliformes totaux, entérocoques, spores de bactéries sulfito-réductrices, flore aérobie revivifiables) doit être obtenue avant remise en distribution.

Copyright © 2015 Dunod.

17.4.5 Réactions du chlore avec les matériaux du réseau

En termes de résistance du matériau

Les consommations de chlore (cf. § 17.4.1) dues aux matériaux constituant le réseau (fonte, ciment, matériau de synthèse) peuvent conduire à des dégradations dans le cas du polyéthylène (PEHD noir ou à bandes bleues) qui est sensible aux désinfectants chlorés. La dégradation est plus rapide avec le dioxyde de chlore mais elle existe aussi avec le chlore avec des contraintes semblables pour les deux oxydants, mais des différences notables en exploitation. Ces contraintes se traduisent par une oxydation du PEHD (formation de fonction carbonyle dans la chaîne C-C), une apparition de fissures puis des ruines de branchement.

Pour le chlore, il faut des conditions de chloration particulièrement fortes (par exemple 0,8 à 1 mg/L de résiduel, 8 bar et 25 à 27 °C) par comparaison aux conditions normales pour le dioxyde de chlore (par exemple à 0,5 mg/L de résiduel, 20 °C et 3 bar). Les tubes en PE 100 protégé par du PVDF (polysulfone vinylidène) semblent plus résistants.

En termes de libération de micropolluants organiques

Plusieurs micropolluants organiques peuvent être libérés par le matériau du réseau ; le chlore et autres oxydants peuvent participer à cette libération.

Chlorure de vinyle *(cf. § 27.19)*

Le chlorure de vinyle est le monomère du polychlorure de vinyle. Bien que sa présence dans les eaux distribuées soit parfois détectée, il n'est pas démontré aujourd'hui que le chlore y participe ou encore diminue sa concentration par réaction dans l'eau.

Bisphénol A et épichlorhydrine *(cf. § 27.10 et § 27.26)*

La réhabilitation des canalisations métalliques corrodées (et des réservoirs) par des procédés à base de résines époxy est souvent utilisée ; les résines époxy étant issues de la polymérisation de bisphénols (A ou F) et d'épichlorhydrine. Ici encore, aucune démonstration du rôle du chlore sur la libération de ces micropolluants n'a été faite. Toutefois, il est connu qu'en présence de chlore, le bisphénol A se transforme rapidement en bisphénols chlorés et secondairement en trichlorophénols pouvant être à l'origine d'odeurs pharmaceutiques. Ces derniers se convertissent ensuite en trichloroanisoles dont certaines sont responsables des odeurs de moisi. Ces observations ont été faites récemment, notamment dans les canalisations ayant fait l'objet de réhabilitations dans les années 1990.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP *(cf. § 27.30)*

La présence de HAP dans les eaux distribuées résulte beaucoup plus fréquemment du réseau que de la ressource. Bien que les revêtements des canalisations

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

en fonte (ou acier) par du goudron et du brai de houille soient abandonnés aujourd'hui, le réseau national, encore ancien, comporte une majorité de canalisations en acier ou en fonte, dont la plupart sont probablement encore recouverte de brai de houille à l'intérieur. Des études récentes ont montré que les HAP étaient détectés dans les eaux distribuées à quelques dizaines, voire centaines, de ng/L. Il s'agit des HAP à moins de 5 cycles et de certains de leurs produits d'oxydation, comme principalement l'anthraquinone, la fluorénone et le chlorofluoranthène. Les réactions entre le brai de houille et le chlore sont supposées être à l'origine de ces « nouveaux » micropolluants dans l'eau potable.

17.5 Comment maîtriser le risque de formation de sous-produits de chloration (THM, AHA et autres) ?

Les ressources en eau de surface contenant de fortes concentrations en matières organiques seront particulièrement propices à la formation de sous-produits de chloration, surtout si elles ne sont pas suffisamment traitées par rapport aux paramètres mesurant les matières organiques dissoutes. De plus, il faudra être particulièrement vigilant sur les conditions de chloration en cherchant à les optimiser.

17.5.1 Optimiser l'élimination des précurseurs

Afin de maîtriser au mieux la formation de sous-produits de chloration, par rapport à la teneur en précurseurs, il faudra :

- Optimiser l'élimination du COD et de l'absorbance UV de l'eau brute au niveau de la coagulation (si possible par le chlorure ferrique à un taux de 2, voire 3 mg Fe/mg COD et à pH acide) (cf. chapitre 9).
- Essayer d'asservir le taux de coagulant à appliquer aux variations de COD et d'absorbance UV de l'eau brute (ou à la qualité de l'eau clarifiée après filtration), par la réalisation fréquente de Jar-test (cf. chapitre 9).
- Mettre en œuvre un traitement d'affinage (cf. partie D) pour diminuer l'absorbance UV (ozonation et/ou traitement par charbon actif) et le COD (absorption sur charbon actif).
- Ne pas oublier que plus le SUVA est faible, plus la formation de THM sortie usine sera faible (tout autre paramètre identique).

17.5.2 Optimiser les conditions de chloration

Afin de maîtriser au mieux la formation de sous-produits de chloration par rapport aux conditions de chloration, il faudra :

Copyright © 2015 Dunod.

- Veiller à ajuster réellement le taux de chlore appliqué à la mesure du chlore résiduel en sortie usine, en fixant un maximum (et un minimum) pour cette valeur du chlore libre résiduel et vérifier que le point de mesure du résiduel du chlore est bien représentatif.
- Ne pas oublier que plus le pH de chloration tend vers 7, plus la teneur en HOCl est élevée et plus la formation de THM sera élevée (toutes autres conditions semblables), mais plus le pouvoir désinfectant sera également élevé (le *C.t* pourra être diminué par comparaison avec une chloration de la même eau à un pH tendant vers 8) ; c'est donc la mesure du chlore libre actif HOCl qu'il est préférable de contrôler.
- Déterminer le temps de séjour hydraulique réel du réservoir (ou bâche) de chloration, par traçage, et modifier si nécessaire l'hydraulique de ce réservoir (par cloisonnement) afin de l'adapter au mieux au *C.t* souhaité.
- Ne pas oublier que le *C.t* ne doit pas être inutilement trop grand car la barrière chloration s'ajoute aux efficacités des étapes de traitement précédentes (en termes de log d'abattement).

17.5.3 Tenter une modélisation

Une modélisation incluant les deux paramètres essentiels que sont la valeur du SUVA et la teneur résiduelle en chlore libre actif (HOCl) doit être suffisante pour évaluer la formation de THM normalisés (en mol/L) au point de mise en distribution. La prise en compte du paramètre bromures, pas assez souvent mesuré en production, améliorera cette modélisation.

Exemple

Une étude régionale, menée pour l'ARS Pays-de-Loire et portant sur une dizaine d'usines, a montré que le modèle suivant était correctement appliqué dans la majorité des cas :

$$[10.(\mathrm{THMN})] = A.[10(\mathrm{HOCl})]^{a}.\,[p(\mathrm{SUVA})]^{b}$$

Si (SUVA) en $m^{-1}/(mg/L)$ et (HOCl) en mg/L de Cl_2

a = 0,8 et b = 1 quelle que soit l'usine

A compris entre 0,2 et 2,3 dépendant de la ressource et des performances du traitement

p (retenue) = 1,1

p (cours d'eau) = 0,9

p (nappe alluviale) = 0,7

Copyright 2015 Dunod

Copyright © 2015 Dunod.

18 Désinfection au dioxyde de chlore

Le terme générique de « chloration » est également souvent utilisé quand le désinfectant chimique est le dioxyde de chlore. Contrairement au chlore et aux hypochlorites, ce réactif ne peut pas être stocké sur l'usine et doit donc être préparé *in situ*. Le dioxyde de chlore peut être utilisé sur l'usine en pré-oxydation et en inter-oxydation (abattement des algues, goûts et odeurs, fer et manganèse) ou encore en désinfection finale. Son pouvoir rémanent élevé lui permet d'assurer la désinfection de sécurité en réseau, souvent complétée par du chlore (notamment en cas de rechloration en réseau).

18.1 Réactifs

18.1.1 Dioxyde de chlore, ClO_2

Le dioxyde de chlore est un gaz instable qui explose en libérant du chlore à une concentration dans l'air dépassant 10 % V/V (sous l'effet de la chaleur ou de la lumière). Il doit donc être préparé sur le site d'utilisation en solution diluée (cf. § 18.1.3).

18.1.2 Chlorite de sodium, $NaClO_2$

Le chlorite de sodium doit présenter une excellente qualité dans la mesure où elle est déterminante sur la pureté de la solution de ClO_2 produite. Les impuretés connues de cette solution sont surtout les chlorates, à moindre effet les bromates et des traces de polluants (Cu, Co et CCl_4). La solution de chlorite de sodium est préparée avec de l'eau adoucie et stockée (310 à 350 g $NaClO_2$/L) à plus de 15 °C.

18.1.3 Génération et distribution du ClO_2

Il existe deux méthodes principales de préparation qui consistent à oxyder l'ion chlorite en dioxyde de chlore en milieu acide (pour limiter la formation

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

de chlorates). Celle à partir du chlore est majoritairement utilisée, car moins coûteuse en $NaClO_2$, mais elle présente l'inconvénient de stocker du chlore gazeux (cf. § 17.1.1), ce qui détermine souvent le choix.

Remarques

- D'après certaines études, 15 à 20 % des installations de production de ClO_2 sont à partir de HCl et 80 à 85 % à partir de chlore.
- Un autre procédé consiste à oxyder le chlorite de sodium par du persulfate de sodium ($2\ NaClO_2 + Na_2S_2O_8 \rightarrow 2\ ClO_2 + 2\ Na_2SO_4$) pour produire une solution à 3 g ClO_2/L.

Méthode au chlore

La méthode au chlore ($2\ NaClO_2 + Cl_2 \rightarrow 2\ ClO_2 + 2\ NaCl$) consiste à préparer une solution diluée de chlore (2,5 à 6 g Cl_2/L, pH entre 1,7 et 2,4), puis la faire réagir avec la solution de $NaClO_2$ dans un réacteur (avec anneaux Raschig) pendant un temps de contact compris entre 6 et 10 min.

Le rendement de la réaction est de 86 % par rapport à Cl_2 et de 95 % par rapport à $NaClO_2$. Il faut donc un léger excès de $NaClO_2$ et un excès plus important de Cl_2 (1 g de ClO_2 produit nécessite 1,41 g de $NaClO_2$ pur et 0,61 g de Cl_2), ce qui conduit, d'une part, à une production lente de chlorates dans la solution de ClO_2 ($2\ ClO_2 + HOCl + H_2O \rightarrow 2\ ClO_3^- + Cl^- + 3\ H^+$), et d'autre part, à une faible mais visible formation de THM dans l'eau traitée.

Méthode à l'acide chlorhydrique

La méthode à l'acide chlorhydrique ($5\ NaClO_2 + 4\ HCl \rightarrow 4\ ClO_2 + 5\ NaCl + 2\ H_2O$) consiste à faire réagir dans un réacteur (6 min) une solution de $NaClO_2$ (à 25 %) et une solution de HCl (à 32 %) et de l'eau (1/0,65/6 V/V/V) pour obtenir une solution « concentrée » de ClO_2 (jusqu'à 10 à 15 g/L). Le rendement est proche de 100 %. Pour les petites installations (3 à 10 g/h), c'est ce procédé à l'acide qui est utilisé.

Distribution

Les solutions de ClO_2 ainsi obtenues sont reprises par hydroéjecteur puis diluées à 0,5 à 1 g ClO_2/L pour utilisation immédiate.

18.2 Réacteurs

Cf. § 17.2 « Réacteurs de chloration ».

Copyright © 2015 Dunod.

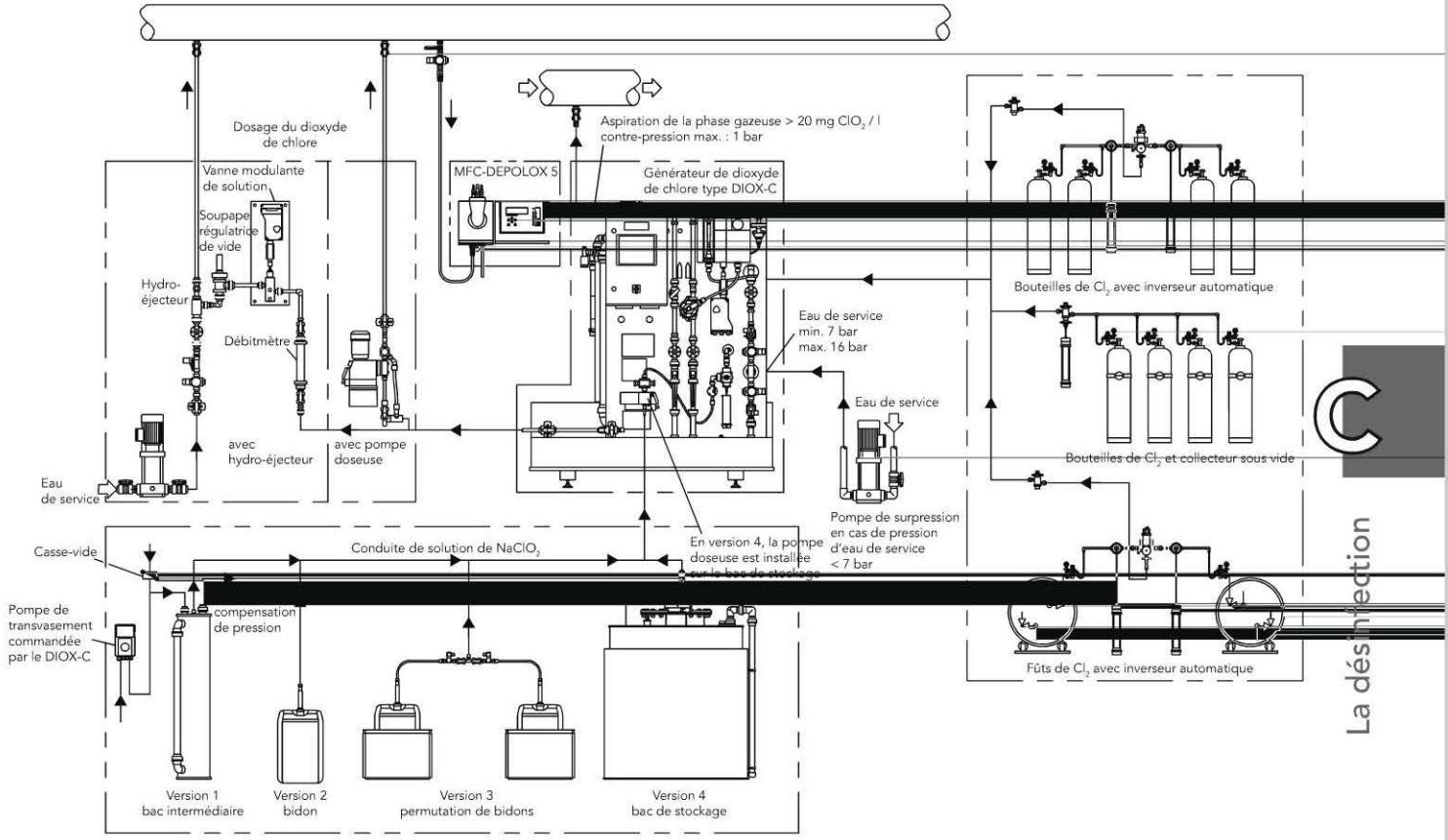


Figure 18.1 Schéma de principe de la méthode au chlore.
(Illustration fournie par la société Wallace & Tiernan®, Evoqua)

18.3 Conditions d'une bonne désinfection en production

Comme en chloration, dans le cas d'eau brute de surface, la désinfection par le dioxyde de chlore devra toujours être appliquée sur une eau traitée de meilleure qualité possible afin d'éviter une consommation trop importante de ClO_2, conduisant *ipso facto* à une production importante de chlorites ClO_2^- (cf. § 18.3.3).

Toutefois, ClO_2 est également appliqué en pré-oxydation et/ou en inter-oxydation (45 % des cas) sur des eaux moins bien traitées :

- pour l'oxydation du fer et du manganèse (en inter-oxydation avec des taux relativement forts d'environ 1 g/m³ à jusqu'à 3 g/m³ pour le manganèse) ;
- pour lutter contre les goûts et odeurs (en pré-oxydation avec un résiduel de 0,05 mg/L) ;
- pour lutter contre les algues (en pré-oxydation à 1,5 à 2 g/m³) et contre les moules.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

18.3.1 « *C.t* » à appliquer

Le maintien d'une concentration (*C* du *C.t*) de 0,3 à 0,5 mg/L de ClO_2 pendant 30 min (*t* du *C.t*) est généralement conseillé pour permettre d'éliminer les bactéries pathogènes et le virus poliomyélitique. Un résiduel de 0,2 mg/L sortie traitement est généralement considéré comme suffisant.

Ces valeurs sont généralement respectées sur les usines, sans excès important. Dans ces conditions, la désinfection par le dioxyde de chlore sera donc inefficace vis-à-vis des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* (cf. F-C2).

18.3.2 Demande en dioxyde de chlore et taux de chloration en production

Afin d'optimiser les taux de traitement à appliquer pour obtenir la concentration résiduelle souhaitée, il est utile de connaître la demande en dioxyde de chlore de l'eau à désinfecter. Elle peut s'évaluer comme dans le cas de la chloration (cf. § 17.3.2), le principal consommateur de chlore étant les matières organiques dissoutes (COT ou COD).

18.3.3 Formation de chlorites (et de chlorates) en production

L'ion chlorite (ClO_2^-) est le réducteur conjugué de l'oxydant ClO_2, donc tout composé réducteur et consommateur de ClO_2 va produire des chlorites. L'ion chlorate (ClO_3^-) provient en majorité de la génération de ClO_2 ou, dans le cas de la présence d'une étape ozonation, de la transformation des chlorites en chlorates par l'ozone.

Ratio « ClO_2^- formé / ClO_2 »

Ce ratio est observé comme étant le plus fort à partir d'une eau brute (en préoxydation), mais il diminue significativement avec des eaux traitées, parfois aux dépens d'une formation de chlorates.

Sur eau brute de surface

On considère en général que 60 à 70 % du ClO_2 consommé sont convertis en chlorites.

Globalement sur eau traitée

Pour une eau traitée, ce ratio dépend à la fois de la qualité de l'eau où a été ajouté le dioxyde de chlore et des effets des étapes ultérieures de traitement sur le devenir des chlorites préformés. Il est donc difficile de définir une règle. Quelques valeurs (assez rares toutefois) ont été relevées.

Copyright © 2015 Dunod.

Exemples (anciens) d'usines

- Une injection de 1,7 à 3,3 mg ClO_2 /L (dont 0,1 à 0,3 en désinfection finale) conduit en distribution à 0,6 à 1,3 mg/L de ClO_2^- (soit 35 à 40 %) et 0,2 à 0,5 mg/L de ClO_3^-.
- Une injection de 0,5 mg ClO_2 /m^3 (dont 0,1 en désinfection finale) conduit en sortie à 0,3 mg/L de ClO_2^- (60 %) et 0,05 mg/L de ClO_3^-.
- Quand une étape d'ozonation est insérée (en inter), une injection de 0,7 à 2,2 mg ClO_2 /m^3 (dont environ 0,2 en désinfection finale) conduit à 0,02 à 0,6 mg/L de ClO_2^- (3 à 27 %) et 0,8 mg/L de ClO_3^-.

Ratio « ClO_2^- formé / COD de l'eau »

Sur une eau traitée ce ratio est constant pour une usine donnée, quelle que soit la valeur du COD de l'eau traitée. À titre d'exemple, il a été trouvé dans certains cas de l'ordre de 0,2 à 0,3 mg ClO_2^-/mg COD (ou COT).

Effet des étapes de traitement ultérieures

Quand le dioxyde de chlore est utilisé en tête ou en cours de traitement, les étapes de traitement ultérieures peuvent plus ou moins réduire la concentration en chlorites formés :

- la clarification réduit de 10 à 20 % les chlorites formés sans influence sur les chlorates ;
- l'ozonation peut abattre complètement les chlorites en les oxydant en chlorates ;
- la filtration sur charbon actif en grains (sans ozonation préalable) réduit totalement les chlorites sans apparition de chlorates ;
- le contact avec le charbon actif en poudre (en cuve agitée ou autre dispositif) nécessite des doses de CAP élevées pour réduire les chlorites ;
- bien que les radiations UV puissent théoriquement transformer ClO_2 et ClO_2^- en ClO_3^-, les doses nécessaires sont trop fortes pour l'observer lors d'une désinfection par UV ;
- la réduction des chlorites par SO_2 ou SO_3^{2-} est très lente.

18.4 Évolution en réseau de distribution

Le dioxyde de chlore présente un pouvoir rémanent plus élevé que le chlore, mais il n'y a pas (ou très rarement) d'études disponibles sur la consommation de ce désinfectant et l'évolution de ses sous-produits en réseau. Il faut noter que le dioxyde de chlore peut dégrader le PEHD dans des conditions d'utilisation normales et que certains sous-produits d'oxydation des HAP peuvent être retrouvés dans les réseaux anciens (cf. § 17.4.5).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

19 Désinfection par l'ozone

L'ozonation est fréquemment utilisée en traitement des eaux de surface. Outre une désinfection très efficace, les autres objectifs attendus sont nombreux, comme en tête de filière :

- le traitement des algues, des goûts et odeurs,
- l'amélioration de la coagulation/floculation,
- l'élimination du fer et du manganèse,

et, en fin de filière (généralement avant un traitement de finition au charbon actif) :

- la modification de la matière organique conduisant à la diminution du potentiel de formation de sous-produits de chloration et à la formation de carbone organique biodégradable (plus facilement éliminable),
- l'élimination du fer et du manganèse (retenus ensuite sur des filtres),
- l'oxydation des nitrites,
- la transformation des micropolluants organiques (pesticides, phénols, toxines d'algues, résidus pharmaceutiques, perturbateurs endocriniens, etc.) conduisant souvent à une diminution ou annulation de leur toxicité (avec quelques exemples contraires).

Compte tenu du pouvoir rémanent très faible de l'ozone et de l'utilisation fréquente d'une étape d'adsorption sur charbon actif en aval de la dernière étape d'ozonation, une désinfection finale (très souvent au chlore ou à l'hypochlorite) sera indispensable.

19.1 Réactifs

19.1.1 Ozone, O_3

L'ozone est un gaz instable qui doit être produit sur le site d'utilisation à partir d'oxygène (pur ou de l'air) par une réaction consommatrice d'énergie. Bien

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

que plusieurs procédés puissent produire l'énergie suffisante, le seul industriellement possible avec les meilleurs rendements est la décharge électrique à haute tension.

19.1.2 Gaz vecteur (air ou oxygène)

Le gaz vecteur le plus utilisé est l'air (basse pression < 3 bar ou moyenne pression 5-8 bar) qui est filtré, compressé, éventuellement refroidi, séché sur alumine activée et tamis moléculaire, et filtré (à 0,1 µm et sur charbon actif) pour être finalement détendu. Quand l'oxygène est préféré, il est stocké liquide sur le site utilisé, filtré et détendu, ou produit sur site par tamis moléculaire ou par cryogénie.

19.1.3 Production d'ozone

La production industrielle d'ozone est toujours assurée par décharge électrique de type « couronne » entre deux électrodes (cf. F-C11) entre lesquelles circule le gaz vecteur sec contenant de l'oxygène.

La quantité d'ozone produit est fonction de la composition du gaz vecteur (air ou oxygène), de la qualité du traitement de ce gaz, de la température et de la pression du gaz ainsi que des caractéristiques de l'ozoneur (décharges, espace inter-électrodes, etc.). Elle peut être exprimée en gramme d'ozone par normal mètre cube de gaz et en kilogramme d'ozone par heure de fonctionnement (tableau 19.1).

Tableau 19.1 Performances usuelles d'ozoneur.

Gaz vecteur	Concentration dans le gaz (g O_3/Nm^3)	Production horaire (kg O_3/h)	Énergie spécifique utile (kWh/kg O_3)
Air	10 à 30	20 à 40 (max. 75)	13 à 20
Oxygène	70 à 180	15 à 100 (max. 200)	7 à 18

De nouveaux concepts de diélectrique assurent une intensité de décharge tout le long de la longueur du condensateur où l'ozone est produit et conduisent à une production d'ozone stable à haute concentration dans l'oxygène vecteur (180 g/Nm^3 ou 14 % en poids) (figure 19.1).

Le choix de la capacité d'ozonation doit théoriquement se faire à partir de la demande en ozone. En pratique, on détermine la capacité d'ozonation permettant d'assurer un taux de traitement de 2 g O_3/m^3 d'eau.

Copyright © 2015 Dunod.

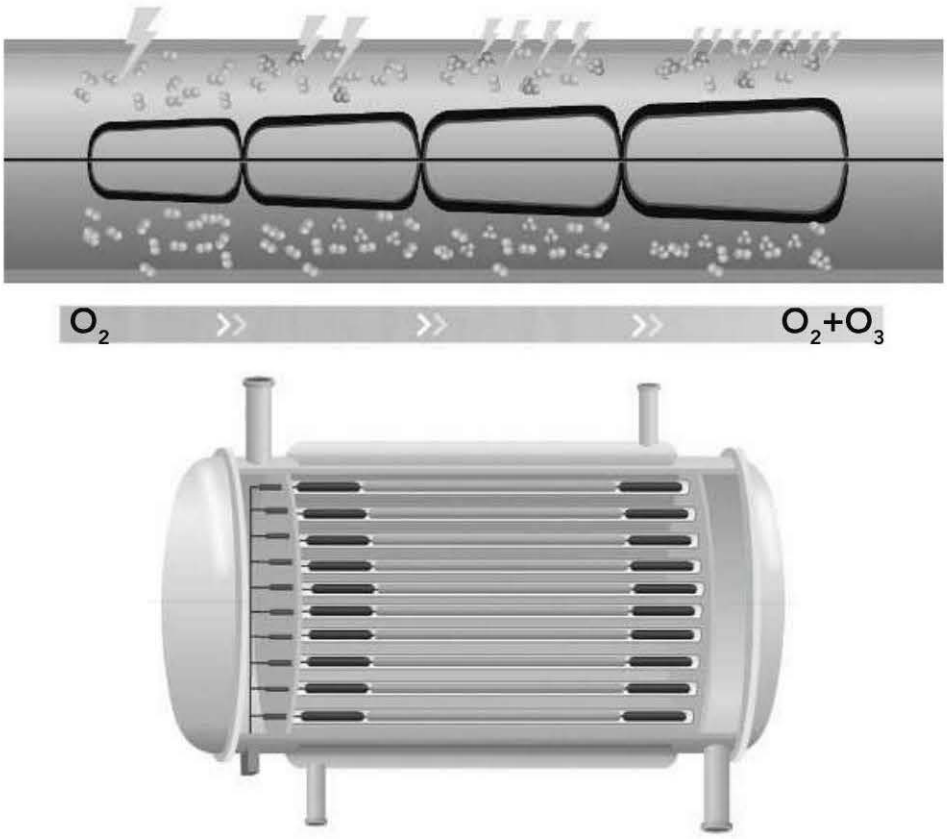


Figure 19.1 Production d'ozone.
Dans la technologie de diélectrique IGS™ (Intelligent Gap System) les intensités de décharge sont plus hautes à l'admission, modérées au milieu et plus basses en sortie du générateur d'ozone. La quantité d'énergie consommée pour produire un kilogramme d'ozone est réduite de 30 % comparativement aux ozoneurs standards. (Illustrations et légende fournies par ©SUEZ environnement)

19.1.4 Analyseurs en ligne

La production d'ozone est analysée en continu par un débitmètre couplé à une mesure de concentration dans le gaz par UV. L'analyse en continu dans l'eau est plutôt réalisée par des méthodes électrochimiques.

19.2 Réacteurs d'ozonation

Les réacteurs d'ozonation doivent assurer à la fois la phase de transfert de l'ozone gazeux, un bon mélange avec l'eau à traiter et un temps de contact suffisant. Plusieurs procédés peuvent être utilisés. Les plus courants sont de types colonnes à bulles avec diffuseurs poreux, mais on peut citer également les réacteurs agités, les mélangeurs statiques ou autres (tube en « U », colonne à garnissage) (cf. F-C11).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

19.2.1 Chambre à diffuseurs poreux (colonnes à bulles)

Les réacteurs de type colonnes à bulles ou chambre d'ozonation équipées de diffuseurs poreux sont les procédés les plus classiquement utilisés en inter-ozonation et/ou en désinfection (figure 19.2). Ils comprennent deux compartiments ou étages, voire trois.

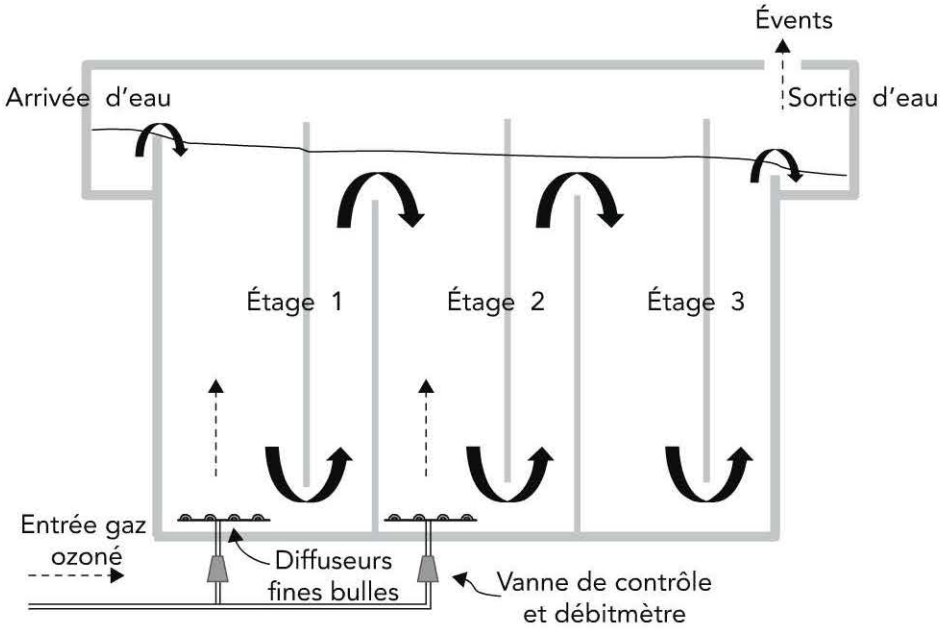


Figure 19.2 Schéma d'un réacteur d'ozone de type colonne à bulles.

Dimensionnement classique

En inter-ozonation et en désinfection, la majorité des cuves sont à diffuseurs poreux à fines bulles (< 2 à 3 mm) avec une hauteur d'eau de 4 à 6 m ; le rapport « longueur/largeur » variant de 1,5 à 3 selon les cas et les débits.

Dans un réacteur à deux compartiments, l'eau pénètre par un déversoir (ou un orifice noyé) dans le premier compartiment du réacteur, à contre-courant, avec un rendement de transfert de l'ordre de 80 à 90 %. On considère que la demande immédiate de l'eau en ozone est satisfaite à ce niveau. Puis l'eau circule dans un second compartiment (dit « de contact ») où le temps de séjour hydraulique est généralement de 4 à 8 min (cf. ci-dessous), temps de contact nécessaire à la désinfection.

Quand les deux premiers compartiments transfèrent de l'ozone, 2/3 de débit de gaz ozoné est envoyé dans le premier et 1/3 dans le second et un troisième compartiment est alors utilisé comme étage de contact.

En sortie, une chute d'eau permet le dégazage.

Copyright © 2015 Dunod.

Optimisation

Le second (ou parfois le troisième) compartiment a longtemps été conçu pour un *C.t* conventionnel (dit « de Coin ») de 0,4 mg/L pendant 4 min.

Plusieurs études des réacteurs existants (début des années 2000) ont montré que les modèles hydrauliques étaient très éloignés du type piston, avec beaucoup de dispersion et des efficacités hydrauliques médiocres (t_{10}/τ de 0,25 à 0,45, cf. § 14.2.3). Les réacteurs à diffuseurs poreux sont donc aujourd'hui optimisés dans le but d'une meilleure efficacité hydraulique. Cela nécessite l'ajout de chicanes et l'abaissement de la cote du déversoir d'entrée pour diminuer la vitesse d'entrée dans la cuve. Pour ces nouveaux réacteurs, il est conseillé de prévoir 3 compartiments et des hauteurs d'eau d'au moins 5 m.

19.2.2 Mélangeurs statiques

Les mélangeurs statiques avec cuve de contact séparée présentent des meilleures performances de transfert (90 à 95 % pour une $\Delta P > 100$ mbar et rapport gaz/liquide, G/L, de 1 à 4 %). Ils sont constitués d'éléments de mélange insérés en ligne (dans les tuyauteries) qui génèrent une véritable émulsion gaz/liquide (ΔP de 100 à 500 mbar pour des vitesses d'eau de 0,7 à 1,8 m/s).

19.3 Conditions d'une bonne désinfection par l'ozone

La désinfection par ozonation est surtout (et souvent) pratiquée dans les usines de traitement d'eaux de surface, en inter-ozonation (c'est-à-dire avant un traitement de finition par charbon actif) et plus rarement aujourd'hui en post-ozonation (fin de filière avec le risque de formation de matières organiques biodégradables et de colonisation du réseau).

19.3.1 « *C.t* » à appliquer

Le gaz ozoné est assez fréquemment diffusé dans un seul compartiment suivi d'un ou plusieurs contacteurs où les rapports t_{10}/τ sont compris entre 0,45 et 0,75 dans le meilleur des cas (cf. § 14.2.3).

Mesure de *C*

La mesure de *C* est généralement prise en sortie de contacteur, car il existe rarement des mesures d'ozone dans chacun des compartiments.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Évaluation de *t*

L'évaluation du t (ou du t_{10}) ne tient pas compte du premier compartiment où l'ozone gaz est diffusé. Un traçage et son interprétation (par utilisation de FLUENT) permettent de déterminer les temps recherchés, à condition que t_{10} soit supérieur à 1 min.

Méthode du t_{10}

Pour la méthode du t_{10} (cf. § 14.2.3) et pour j contacteurs, on peut appliquer :

$$C \,.\, t_{ciblé} = \Sigma^j C_i.\tau_i.\alpha_i$$

$\alpha = (t_{10}/\tau)$ = efficacité hydraulique (0,1 pour un réacteur parfaitement agité, 1 pour un réacteur piston)

$\tau_i = V_i/q_V = \mathrm{TSH}_i$ (temps de séjour hydraulique)

Théoriquement, la valeur de t (ou du t_{10}) recherchée n'est pas toujours la somme des t (ou des t_{10}) de chaque compartiment, mais on fait souvent les hypothèses suivantes :

$$t_{10,i} = (V_i/V_{total}).t_{10,total} \text{ et } C_i = C_{sortie}$$

On peut donc relier la concentration d'ozone dans l'eau en sortie à la valeur ciblée du $C.t$, par :

$$C_{sortie} = C.t_{ciblé} / (\alpha.\mathrm{TSH})$$

Méthode « RPA »

Dans la méthode RPA (réacteur parfaitement agité) qui utilise la loi de CHICK WATSON (cf. § 14.2.1), on peut écrire pour un réacteur :

$$N_t/N_0 = 1/ (1 + 2{,}303.\Lambda.C.\tau)$$

Λ : coefficient de létalité (ou constante cinétique) pour le micro-organisme considéré

Pour j réacteurs et avec $C = C_{sortie}$:

$$N_t/N_0 = 1/ \{1 + (2{,}303.\Lambda.C_{sortie}.\tau/j)\}^{\,j}$$

$$C_{sortie} = (10^{(x/j)} - 1) / (\Lambda.\tau/j)$$

x : nombre d'abattements en log

« *C.t* » à appliquer pour une bonne désinfection

Un $C.t$ de 1,6 min.mg/L (concept de COIN de 0,4 mg/L pendant 4 min) est toujours une référence (repère) en ozonation, bien que les différentes approches d'évaluation de la valeur de t, présentées ci-dessus, aient remis en cause partiellement ce concept.

Copyright © 2015 Dunod.

Les bactéries pathogènes de type *E. coli* et entérocoques sont très facilement inactivées par application de *C.t* plus faibles que 1,6 min.mg/L, ainsi que les virus, notamment le poliovirus 1, même en eau froide. La question ne se pose plus pour ces micro-organismes.

Les kystes de protozoaires de type *Giardia* ont fait l'objet de très nombreuses études qui montrent qu'il est possible d'atteindre facilement 3 log d'abattement avec un *C.t* de 1,6 tant que la température de l'eau est supérieure à 10 °C. Pour des températures plus basses, il faut augmenter la valeur du *C.t* (2,9 min.mg/L à 0,5 °C) sachant que la formation de bromates sera défavorisée à cette température (cf. F-C2).

Les kystes de *Cryptosporidium* sont plus résistants et un *C.t* de 1,6 min.mg/L ne conduit pas un abattement significatif, même à 20 °C où il faut dépasser 10 min. mg/L pour atteindre 3 log. À 5 °C, il faut des valeurs de l'ordre de 30 à 40 min/ mg/L (voire plus pour certains auteurs), inimaginables en exploitation (cf. F-C2).

Les mycobactéries atypiques, les légionelles, les bactéries sulfito-réductrices sont facilement éliminées par l'ozone. La problématique algues est plutôt du ressort de la pré-ozonation.

19.3.2 Demande en ozone et taux d'ozonation

Le choix du taux d'ozonation doit théoriquement se faire à partir de la demande en ozone (cf. demande en oxydant, § 17.3.2) de l'eau en système « batch » infiniment ou parfaitement mélangé pour obtenir le résiduel souhaité (par exemple 0,4 mg/L) après le temps de séjour hydraulique souhaité (par exemple de 4 min).

En général sur les usines de traitement des eaux de surface, l'ozone est utilisé en pré-ozonation, à une dose moyenne de 1 g/m^3, et surtout en inter-ozonation ou en post-ozonation, à une dose moyenne de 0,5 mg/mg de COD.

En désinfection, l'efficacité de l'ozone dépend :

- du pH : elle diminue avec l'augmentation du pH tandis que la formation de bromates augmente (cf. § 19.3.3 et § 19.4) ;
- de la température : elle augmente avec l'augmentation de la température (cf. F-C2) et la formation de bromates augmente également (cf. § 19.3.3 et § 19.4).

19.3.3 Formation de bromates (BrO_3^-)

La formation de bromates n'est observée qu'en inter- ou post-ozonation (c'est-à-dire en désinfection). Elle est due à la présence de bromures (cf. § 14.4.3).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Toutefois, il ne faut pas oublier l'apport possible par la chloration (notamment avec l'eau de Javel).

Cette formation de bromates est directement proportionnelle à la valeur du *C.t* appliqué en ozonation. La droite « BrO_3^- *vs C.t* » présente une pente qui dépend de plusieurs facteurs. Cette pente est d'autant plus élevée que la teneur en bromures, le pH et la température sont élevés. Elle est d'autant plus faible que les teneurs en ion ammonium et en matière organique sont élevées.

19.4 Comment maîtriser le risque de formation de bromates ?

Contrairement à la chloration où il est possible d'optimiser l'élimination des précurseurs de trihalométhanes et autres sous-produits de chloration, le précurseur bromures de formation des bromates ne peut pas être éliminé avant ozonation. La seule solution est donc d'optimiser les conditions d'ozonation.

19.4.1 Maîtriser le « *C.t* »

Pour limiter la formation de bromates en exploitation, il faudra veiller à maîtriser au mieux les valeurs parfois exagérées de *C.t* (même si c'est seulement dans certaines zones du réacteur d'ozonation) :

- en diminuant les temps de contact avec l'ozone :
  - par neutralisation de l'ozone en sortie du dernier compartiment du réacteur, voire dans le dernier compartiment (par injection de SO_2, $NaHSO_3$ ou $Na_2S_2O_3$),
  - par réduction du temps de séjour hydraulique entre la sortie du dernier compartiment et le contact avec le charbon actif,
  - par optimisation du cloisonnement du réacteur pour tendre vers un réacteur piston (diminution de zones « mortes ») ;
- en contrôlant la valeur de l'ozone dissous en sortie de réacteur et en asservissant, si possible, le taux d'ozone appliqué à la valeur de *C* ciblée en sortie ;
- en diminuant les valeurs de *C.t* lors de l'augmentation de la température de l'eau puisque la désinfection sera plus efficace (cf. F-C2) et que la formation de bromates sera favorisée.

Copyright © 2015 Dunod.

Exemple

Une mise en conformité de plusieurs usines d'un grand syndicat a consisté à surveiller particulièrement la formation de bromates et les conditions d'ozonation en été, où l'effet de la température sur la formation des bromates s'ajoute à l'augmentation de la concentration en bromures à cause de l'étiage. Les consignes ont été :

– de travailler (par nouveau cloisonnage, par exemple) les réacteurs d'ozonation afin d'optimiser les valeurs de *C.t*, par exemple en utilisant plutôt deux compartiments pour injecter l'ozone et un seul compartiment pour le *C.t* ;

– de neutraliser l'ozone résiduel par $Na_2S_2O_3$ pour éviter un temps de contact trop long jusqu'à l'étape CAG suivante (cela peut diminuer le temps du *C.t* de 2 à 4 fois) ;

– de diminuer le pH d'ozonation quand c'est possible ;

– d'assurer l'élimination des protozoaires par radiations UV, quand le risque bromates est trop élevé.

19.4.2 Ozoner à pH faible

Lors de l'exploitation de l'usine, aucune remontée de pH, ni reminéralisation, ne sera réalisée avant ozonation, sauf si c'est absolument nécessaire pour éliminer les traces de métaux (par exemple manganèse). Un pH inférieur à 7 permet (très généralement) de limiter la formation de bromates à des valeurs significativement inférieures à la référence de qualité (10 µg/L).

19.4.3 Tenter une modélisation

Il est possible de prédire la formation de bromates par modélisation (cf. F-C9). En l'état actuel des connaissances, seule une modélisation par réseau de neurones artificiels (RNA), ou autres outils similaires, semble pouvoir fonctionner en conditions d'exploitation. Les données d'entrée (couches d'entrée pour RNA) doivent inclure *a minima* les paramètres *C.t* (ou autres données reliées, comme le débit et le taux de traitement), la température, le pH et la teneur en bromures dans l'eau à ozoner, et, si possible, certaines données complémentaires comme la concentration en ammonium, en COD et en TAC de l'eau à ozoner. Il faut au minimum 150 à 200 données dites « d'apprentissage », puis, au moins une vingtaine de données « de validation », suivie d'une autre vingtaine de données « test ».

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

20 Désinfection UV

Cette technologie présente de nombreux avantages (génération sur place, faible coût, réactive, faible encombrement, pas de stockage, pas de sous-produits connus, pas de risque de surdosage, etc.) mais ne peut pas remplacer l'effet rémanent des désinfectants chlorés en réseau de distribution. Comme pour la désinfection chimique (voire plus), elle doit s'appliquer sur une eau d'excellente qualité sans turbidité et avec un minimum de matières organiques ou tout autre composé absorbant les UV.

Il existe beaucoup d'autres applications d'utilisation des rayons ultraviolets en traitement des eaux (désinfection des eaux usées et eaux de refroidissement, destruction des résiduels d'oxydants, déchloramination des eaux de piscines, procédés d'oxydation avancés).

20.1 Génération de rayons UV (lampes UV)

Deux principales technologies de lampes à mercure et à gaz rare (cf. F-C12) sont disponibles :

- les lampes basse pression qui émettent l'essentiel de leur énergie à 254 nm, mais qui présentent de faibles puissances (une variante à haute intensité permet d'augmenter cette puissance) ;
- les lampes moyenne pression qui produisent un large spectre de radiation UV (200 à 300 nm avec un maximum à 265 nm) avec une puissance plus élevée (donc un réacteur plus petit), mais des températures élevées et des durées de vie plus courtes.

Les gaines sont en quartz avec un seuil de coupure au-dessous de 200 nm (problématique ozone) ou au-dessous de 240 nm (problématique nitrites). Des ballasts assurent l'alimentation électrique. Les lampes génèrent de la chaleur.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Tableau 20.1 Génération de rayons UV-C : Principales caractéristiques des lampes couramment utilisées.

Principales caractéristiques	Lampe Hg (gaz rare) basse pression	Lampe Hg (gaz rare) basse pression, haute intensité	Lampe Hg (gaz rare) moyenne pression
Type de spectre	Monochromatique	Monochromatique	Polychromatique
Émission du mercure	85 à 90 % à 253,7 nm	85 à 90 % à 253,7 nm	Entre 200 et 700 nm, dont 10 % en UV-C
Longueur d'arc	10 à 150 cm	10 à 150 cm	5 à 120 cm
Puissance UV-C en watts par cm de longueur d'arc	0,12 à 0,2 W/cm	0,5 à 3 W/cm	6 à 17 W/cm
Rendement (énergie UV/énergie fournie)	25-45 %	30-35 %	7-12 %
Température d'opération	40-65 °C	100-200 °C	600-900 °C
Durée de vie	8 000-12 000 h	8 000-12 000 h	4 000-6 000 h

20.2 Réacteurs

20.2.1 Description générale

Une installation UV comporte une ou plusieurs lampes placées dans des gaines de quartz pour être isolées de l'eau. Elles sont assemblées dans une chambre d'irradiation fermée (cas général en eau potable) soit parallèlement au flux d'eau (petits débits d'environ 100 m^3/h), soit perpendiculairement. Cette chambre en acier inoxydable (ou acier zingué chaud ou PEHD) est directement raccordée aux conduites d'eau par des brides.

L'eau circule en couche mince au voisinage des lampes sur une épaisseur de lame d'eau qui ne doit pas excéder 50 à 60 mm autour de la lampe. Le régime hydraulique de l'écoulement dans le réacteur doit être turbulent et le plus proche possible de l'écoulement piston.

Un réacteur à 6 lampes peut permettre de traiter 1 000 m^3/h avec une dose de 400 J/m^2. Certaines lampes moyenne pression à réflexion interne sont aujourd'hui commercialisées où les lampes sont installées hors circuit d'eau.

20.2.2 Contrôle et entretien

Il est important que l'installation comporte des radiomètres (1 par lampe) afin de pouvoir suivre le rendement d'émission UV et de détecter d'éven-

Copyright © 2015 Dunod.

Figure 20.1 Réacteur UV.
(Illustration fournie par la société Wallace & Tiernan®, Evoqua)

tuels dysfonctionnements. Leur principe est basé sur un signal envoyé par une cellule photoélectrique en silicium. Ce contrôle est indispensable et doit être muni d'alertes pour la diminution de la puissance des lampes (2 niveaux d'alerte, pour le nettoyage et pour le changement de lampes). Un système de nettoyage mécanique doit être également prévu (à compléter par un nettoyage chimique).

20.3 Conditions d'une bonne désinfection UV

20.3.1 Transmittance et absorbance

La transmittance T de l'eau est le pourcentage d'énergie UV transmise par une épaisseur donnée d'eau et l'absorbance A est le logarithme décimal de l'inverse de la transmittance (cf. § 14.3.4).

L'irradiance I est l'intensité résiduelle reçue par une surface élémentaire, c'est ce que mesure un radiomètre placé sur cette surface (en W/m² ou en J/s.m²). Elle est fonction de l'absorbance de l'eau :

$$I = I_0.10^{-A} \text{ ou } I = I_0.T^{-1}$$

I_0 : intensité émise par la lampe

Les absorbances des eaux traitées sont généralement comprises entre 0,01 et 0,06 pour 1 cm d'épaisseur d'eau.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Remarque

Une campagne récente de mesure sur les eaux traitées de 10 usines de traitement d'eaux de surface (retenues et cours d'eau) et de nappes alluviales, à raison de quatre mesures par année (octobre, janvier, mai et août), a montré que les variations de l'absorbance UV pour une même eau traitée sont bien plus importantes que celles du COD.

20.3.2 Doses à appliquer

La dose appliquée D est l'irradiance multipliée par le temps d'exposition :

$$D \text{ (en W.s/m}^2 \text{ ou en J/m}^2) = I.t$$

Remarque

Le taux de fluence H est la somme des intensités des rayons provenant de toutes les directions sur une microsphère de section élémentaire (c'est ce que reçoit un micro-organisme), en même unité que l'irradiance.

Dose réglementaire

La circulaire française relative à la désinfection des eaux par UV a fixé la dose d'exposition minimum à 25 000 µW.s/cm², soit 25 mJ/cm² ou 250 J/m² (en tout point du réacteur). Toutefois, la dose de traitement recommandée en France est fixée actuellement à 400 J/m².

Remarques

Dans certains pays européens (par exemple l'Allemagne), on définit plutôt la DRE correspondant à l'abattement de 2 log de *Bacillus subtilis* (dose généralement voisine de 400 J/m²).

Aux États-Unis, on utilise la dose moyenne calculée de 400 J/m² en tenant compte de la distribution des rayons UV dans le réacteur.

Dose calculée, DRE et dose validée

La dose calculée (ou fluence) est issue d'un calcul utilisant un logiciel adapté. Elle doit être ensuite vérifiée par biodosimétrie (cf. ci-dessous), puis vérifiée à nouveau sur réacteur en grandeur réelle. On obtient ainsi la dose de réduction équivalente (DRE). La dose validée est la DRE corrigée de différents facteurs qui tiennent compte de la sensibilité du (ou des) micro-organisme(s)

Copyright © 2015 Dunod.

ciblé(s), des incertitudes de mesure, voire de l'encrassement (diminution de 10 % à jusqu'à 50 %, selon les systèmes de nettoyage installés) et du vieillissement des lampes (15 à 25 % de diminution de puissance en fin de vie des lampes).

Biodosimétrie

La biodosimétrie est actuellement la garantie microbiologique du bon dimensionnement d'un réacteur UV. Les tests correspondants dits « bioessais » ou « tests biodosimétriques » sont réalisés avec un faisceau UV collimaté produisant des rayons parallèles perpendiculairement à la surface plane exposée, qui est dans ce cas un disque de Petri agité contenant une colonie de *Bacillus subtilis* (ou de coliphage MS2 aux États-Unis). Les résultats sont exprimés en dose/réponse (J/m^2 *vs* log (N_t/N_0)).

Ce test en laboratoire doit être suivi d'une mesure sur site à différents débits (donc à différentes doses) sur banc d'essai.

20.3.3 Calcul du débit à appliquer

Calcul simplifié

Le débit à appliquer peut être calculé simplement à partir de l'intensité (ou irradiance) reçue par la cible la plus éloignée de la lampe I, du volume d'eau dans le réacteur V et de la dose D :

$$q_V = (I \,.\, V) \,/\, D$$

C'est une approche exacte pour la cible la plus éloignée de la lampe quand le réacteur est de type piston parfait, mais nettement surdimensionnée pour les micro-organismes proches de la lampe (cf. F-C13).

Simulation numérique

Dans un réacteur à écoulement continu, tous les micro-organismes ne sont pas exposés à la même dose compte tenu, d'une part, de leur positionnement par rapport aux lampes, et d'autre part, du temps de séjour hydraulique réel des particules d'eau qui les transportent (le réacteur n'est jamais de type piston parfait).

La méthode de calcul de l'irradiance reçue par chaque micro-organisme, dans son positionnement, repose sur le principe qu'une lampe sous tension est constituée par une multitude de points de radiation sur tous ses axes et que chacun de ces points émet la même puissance quelle que soit sa direction d'irradiation. Cette irradiation corrigée de la transmittance (ou de l'absorbance) de l'eau est ensuite intégrée sur trois dimensions pour chacune des lampes.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Le calcul du temps de séjour hydraulique réel est obtenu par simulation (par mécanique des fluides numérique ou CFD). C'est encore le calcul de la trajectoire d'un micro-organisme à l'intérieur du réacteur.

20.3.4 Performances attendues

Ce sont les essais effectués sur site (banc d'essai ou installation industrielle) qui sont les plus révélateurs du niveau d'efficacité (cf. F-C14). Avec une dose de 400 J/m^2, ces essais conduisent à un excellent abattement des bactéries entériques et de *E. coli* (> 6 log) et de *Cryptosporidium parvum* (> 4 log).

Il faut noter toutefois que la norme US accorde un crédit de 2 log de *Cryptospoidium* et *Giardia* pour cette dose de 400 J/m^2.

20.3.5 Sous-produits de désinfection

À partir des composés présents dans l'eau à désinfecter

Les nitrites peuvent être formés à partir des nitrates avec une dose de 400 J/m^2, mais à des concentrations en nitrites < 0,1 mg/L. Dans les systèmes conventionnels, une gaine de coupure ou d'atténuation des longueurs d'onde inférieures à 240 nm est déposée sur la lampe pour éviter cette formation de nitrites.

Les micropolluants organiques ne sont pas photolysés aux doses pratiquées en désinfection et aucune variation du carbone organique dissous (total ou biodégradable) et du potentiel de formation de THM n'a été observée à ce jour, aux doses pratiquées en désinfection (cf. F-C7).

La formation de nitrosamines n'a jamais été citée en désinfection UV des eaux naturelles.

À partir des désinfectants chimiques et sous-produits de désinfection chimique

La photolyse UV réduit rapidement un résiduel d'ozone (cf. F-C7), mais n'a pas d'effet sur un résiduel de dioxyde de chlore aux doses UV pratiquées. Les bromates et les chlorates ne sont pas réduits par photolyse (comme les nitrates) aux doses pratiquées. Les chlorites peuvent être très lentement oxydés en chlorates par les rayons UV, mais sans que cela ait été mentionné en exploitation.

Copyright © 2015 Dunod.

20.4 Comment maîtriser les risques ?

20.4.1 Sur la qualité de l'eau à désinfecter

Une bonne désinfection par irradiation UV, maîtrisant les risques, est obtenue sur des eaux traitées (ou brutes pour des eaux souterraines) présentant une transmittance > 85-90 % sur un trajet de 1 cm (soit une absorbance de 0,07-0,05) et une turbidité < 1 NFU. Pour obtenir ces valeurs, une excellente clarification, ainsi qu'une bonne élimination des matières organiques naturelles et du fer dissous est indispensable.

Les forts dégagements de chaleur dus aux lampes conduisent à des dépôts de tartre et il est donc préférable de désinfecter sur une eau légèrement agressive. Dans ce cas, la reminéralisation sera placée après la désinfection UV et avant l'injection de chlore.

20.4.2 Sur les équipements

D'une manière générale, il faut respecter l'approche européenne qui est :

- d'assurer une désinfection à large spectre (et non pas seulement ciblée sur un micro-organisme) en inactivant 4 log *a minima* ;
- de garantir une dose de 400 J/m^2 ;
- de respecter un protocole de certification, avec un essai en grandeur réelle sur un réacteur certifié ;
- d'utiliser un micro-organisme cible pour les bioessais qui est le *Bacillus subtilis* (car de résistance sensiblement plus grande que celle de *Cryptosporidium* et de *Giardia*) ;
- d'appliquer à la lettre les facteurs de validation.

Il faut disposer de procédures et de systèmes de contrôles fiables en prêtant attention à la dérive dans le temps des radiomètres de mesure. Une calibration de ces radiomètres doit être prévue régulièrement à l'aide d'une sonde de référence ou une mesure par actinométrie.

Quand le fonctionnement des lampes est prévu pour une durée de 1 an ou 10 000 h (d'après les constructeurs), il a été constaté parfois que cette durée pouvait être réduite très fortement (2 500 h seulement), voire doublée (2 ans de fonctionnement).

20.4.3 Cahier des charges

Le cahier des charges de l'installation de désinfection doit faire apparaître les éléments suivants :

- les débits avec des valeurs de q_{Vmax} pour le calcul des doses et des pertes de charge et de q_{Vmin} pour le calcul du refroidissement ;

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- la dose UV pour atteindre l'objectif ;
- la qualité de l'eau requise (transmittance ou absorbance, turbidité, température, dureté, pH, fer dissous, spectre pour lampe MP) ;
- les paramètres hydrauliques du réacteur (TSH et perte de charge) ;
- les caractéristiques des gaines de protection (pression maximale admissible, transmittance) ;
- le nombre et les caractéristiques des capteurs UV ;
- les méthodes préconisées pour le nettoyage et les automatismes existants pour ce nettoyage ;
- les contrôles en continu sur le débit, la dose, la durée de fonctionnement cumulée ;
- la sécurité et les alarmes ;
- d'autres paramètres, comme l'encombrement, la puissance électrique consommée, les garanties et le manuel.

Copyright © 2015 Dunod.

Sources et supports

Ouvrages

M. Dore. *Chimie des oxydants et traitement des eaux*, Tec&Doc (Lavoisier), 1989.

Agence de l'eau Loire-Bretagne, B. Legube. Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable, guide technique publié par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, septembre 1996.

Degrémont Suez. *Mémento technique de l'eau*, 10e édition française, 2005.

J.P. Duguet (coordonnateur) et coll. *Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine*, ASTEE, travaux de la commission « Distribution de l'eau » de l'ASTEE, 1re édition, 2006.

J. Rodier, B. Legube (coordonnateur), N. Merlet et coll. *L'analyse de l'eau*, 9e édition, Dunod.

Autres supports

J. De Laat. Cours « Désinfection UV », formation ingénieur de l'ENSI-Poitiers (non publié).

B. Legube. Cours « Oxydation chimique et désinfection » et cours « Eau potable », formation ingénieur de l'ENSI-Poitiers (non publié).

M. Maux, T. Simonart. « Surveillance microbiologique des eaux », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Bioprocédés dans les domaines de l'énergie et de l'environnement »), référence p4218.

J. Moles. « Désinfection », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Eaux de distribution »), référence W 5 500.

Principaux articles et textes de conférences (en langue française)

Extraits des revues *Techniques, Sciences, Méthodes* (TSM) et *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* (EIN), des recueils de conférences des « Journées Information Eaux de Poitiers » (JIE), ainsi que des conférences de stage de formation permanente APTEN-Poitiers.

Désinfection physique (par clarification)

Y. Richard, J.C. Joret, A. Haasen, F. Agbalika, P. Hartemann. « Comparaison de l'efficacité de la coagulation sur filtre et de la décantation vis-à-vis de l'élimination des virus », EIN 1986, n° 103, p. 37-40.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

V. Mandra, I. Baudin, C. Anselme. « Comparaison de l'efficacité des traitements conventionnels et des membranes en tant que techniques de désinfection », JIE, 1994, conf. 6, 22 p.

F. Nakache. « Élimination des micro-organismes pendant la clarification d'une eau destinée à la potabilisation », TSM, 1995, n° 3, p. 212-218.

V. Bonneylie, I. Baudin, F. Bernazeau, P. Gislette, P. Mouchet. « Élimination des algues planctoniques : efficacité des filières de traitement », TSM, 1995, n° 10, p. 721-727.

C. Carbonnier, F. Nauleau. « Traitement des algues : détection des blooms, élimination par clarification », TSM, 1995, n° 10, p. 743-746.

J.-M. Bouillon, C. Durand, J.-M. Laya. « Maîtrise des risques microbiologiques et de la turbidité : l'exemple du Syndicat de travaux et de production d'eau potable de la région de Damville (NTU et *Crypto* et *Giardia*) », TSM, 2004, n° 12, p. 41-49.

P. Robert, M. Clement, G. Randon, A. Crocq, R. Seux. « Étude des facteurs influençant la rétention des protozoaires au cours des différentes étapes de production d'eau alimentaire. Échelles industrielles et pilote », TSM, 2006, n° 5, p. 39-52.

Désinfection chimique

Chloration et sous-produits de chloration (en usine)

J. Magnin. « Examen de la qualité des produits employés à la chloration des eaux », TSM, 1996, n° 7/8, p. 511-515.

M. Fielding. « La désinfection, ses sous-produits et leur contrôle », TSM, 1996, n° 7/8, p. 524-529.

P. Racaud, S. Rauzy. « Étude cinétique de formation des principaux sous-produits de la chloration », TSM, 1994, n° 5, p. 243-250.

Y. Levi. « Modélisation mathématique de la chloration et de ses sous-produits », TSM, 1996, n° 7/8, p. 494-498.

E. Chauveheid. « Le contrôle des sous-produits halogénés dans l'eau potable », JIE, 2002, conf. 22, 14 p.

D. Mouly, E. Joulin, C. Rosin, P. Beaudeau, A. Olszewski-Ortar, A. Zeghnoun, J.-F. Munoz. « L'exposition des français aux sous-produits de chloration. Connaissances actuelles et perspectives pour la surveillance », TSM, 2010, n° 12, p. 51-62.

F. Berne. Cours « L'oxydation chimique en traitement d'eau potable », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Dioxyde de chlore, chlorites et chlorates (en usine)

M. Dore, M. Pouillot, M. Dernat. « Utilisation du bioxyde de chlore pour le traitement des eaux potables », JIE, 1990, conf. 16, 12 p.

H. Suty, M. Pouillot, N. Karpel vel Leitner, J. De Laat, M. Dore. « Traitement des eaux potables par le bioxyde de chlore : incidence des traitements de potabilisation sur la concentration en ions chlorite et chlorate », JIE, 1992, conf. 11, 16 p.

N. Karpel vel Leitner, J. De Laat, M. Dore, H. Suty, M. Pouillot. « Évolution des concentrations en chlorite et en chlorate au sein des filières de potabilisation comprenant une pré-oxydation au dioxyde de chlore », TSM, 1994, n° 1, p. 27-34.

E. Lefebvre. « Le bioxyde de chlore, limites d'utilisation », TSM, 1996, n° 7/8, p. 504-510.

N. Drouot, J.-P. Seailles, H. Suty. « Le dioxyde de chlore utilisé en traitement des eaux potables. Aspects toxicologiques et réglementaires relatifs aux ions chlorite et chlorate », JIE, 2000, conf. 13, 8 p.

P. Zydowicz, V. Jacquemet, P. Mivelaz, M.-R. De-Roubin. « Le dioxyde de chlore dans le traitement de l'eau potable : point sur les propriétés biocides pour la maîtrise des risques sanitaires et méthodes de dosage sur site de l'ion chlorite », JIE, 2002, conf. 5, 14 p.

L. Coccagna, O. Conio, M. Colombino, A. Carbone, S. Delle Plane, G. Ziglio. « Les sous-produits de désinfection du bioxyde de chlore : étude expérimentale pour optimiser ses conditions d'utilisation », JIE, 2002, conf. 6, 11 p.

L. Prinzbach. « Un procédé innovant de désinfection au dioxyde de chlore », EIN, 2009, n° 327, p. 85-88.

Ozone et bromates (en usine)

D. Perrine, B. Langlais. « Étude du mécanisme de l'action kysticide de l'ozone sur les amibes libres », TSM, 1989, n° 4, p. 215-218.

B. Langlais, J.-C. Joret, D. Perrine, J.-P. Chenu, J.-C. Legardinier. « L'inactivation par l'ozone de *Cryptosporidium*. Essais de laboratoire mettant en œuvre un modèle biologique », TSM, 1991, n° 4, p. 197-200.

Copyright © 2015 Dunod.

B. Legube. « L'ion bromate ; origine dans les eaux de consommation et moyens de lutte ». JIE, 1994, conf. 16, 18 p.

F. Benoufella, A. Laplanche, V. Boisdon, M.-M. Bourbigot. « Élimination de trois genres d'algues de type cyanobactéries par un procédé d'ozonation. Approche de la toxicité avant et après traitement », TSM, 1995, n° 10, p. 737-742.

B. Langlais, R. Bonnard, J. Baron. « Optimisation de l'utilisation d'agitateurs statiques pour le transfert de l'ozone dans les eaux à potabiliser », JIE, 1998, conf. 5, 12 p.

C. Galey, G. Dourdin, R. Motteau, P. Haignere, D. Gatel, J. Cavard. « Contrôler la désinfection : pilotage de l'inter-ozonation des usines du SEDIF au *C.t*, avec la mesure d'un ratio de performance », JIE, 2000, conf. 26, 12 p.

B. Legube, K. Gelinet, J.-P. Croue, F. Dossier-Berne, B. Parinet. « Les bromates : mécanismes et conditions de formation », TSM, 2001, n° 6, p. 61-69.

B. Legube, B. Parinet, R. Brunet, B. Welte, D. Cuaz. « Les bromates : inventaire et préconisations », TSM, 2001, n° 6, p. 70-79.

B. Parinet, B. Legube, S. Maillet. « Modélisation statistique des teneurs en ions bromates en sortie d'usine d'eau potable utilisant l'ozone », JIE, 2002, conf. 25, 15 p.

D. Wolbert, B. Savary, A. Laplanche. « Influence des principales caractéristiques d'une eau naturelle sur la production d'ions bromates lors de l'ozonation : des observations aux prévisions », JIE, 2002, conf. 24, 15 p.

J.-P. Duguet, S. Bouland, A. Montiel. « Mise en conformité des installations de post-ozonation des usines de production d'eau de consommation de la SAGEP vis-à-vis du paramètre bromate », JIE, 2004, conf. 26, 11 p.

B. Legube, B. Parinet, K. Gelinet, F. Dossier-Berne, J.-P. Croue. « Modélisation prédictive de la formation de bromates lors de l'ozonation des eaux potables », *Water Research*, 2004, n° 38, p. 2185-2195.

C. Boucherie, C. De Traversay, C. Djafer, V. Heim. « Illustration des nouvelles pratiques de gestion de l'étape d'ozonation à l'échelle industrielle », JIE, 2006, conf. 52, 14 p.

J.-P. Duguet. « La règle du 0,4 mg/L pendant 4 minutes pour la désinfection des eaux potables par l'ozone : quarante années après, quel devenir ? », TSM, 2008, n° 4, p. 53-59.

Y. Jaeger, D. Lenes, M. Le Bihan, A. Ponthieux. « Optimisation de la désinfection par un meilleur pilotage de l'ozonation », JIE, 2008, conf. 16, 14 p.

F. Berne. Cours « L'oxydation chimique en traitement d'eau potable », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Autres

V. Boisdon. « Efficacité de la désinfection par les procédés d'oxydation chimique et de rayonnement UV », TSM, 1995, n° 3, p. 228-236.

F. Jacques, A. Vidal, F. Menard-Szczebara, A. Fredal-Le-Bourdonnec, S. Oberti. « Évaluation des traitements de désinfection des *Legionella* dans les réseaux d'eau chaude sanitaire », JIE, 2006, conf. 61, 14 p.

Désinfection en réseau (et sous-produits de chloration)

J. Ouvrard, G. Bousquet, J. Martin, M. Le Guyader, P. Leroy, R. Vilagines. « Bilan des résultats de désinfection de réservoirs et canalisations d'eau potable », TSM, 1994, n° 5, p. 251-256.

Y. Levi. « Les paramètres influençant le développement des germes dans les réseaux d'eau potable », TSM, 1995, n° 3, p. 240-245.

A. Montiel, B. Welte. « Nettoyage et désinfection obligatoire après intervention », TSM, 1995, n° 3, p. 246-249.

Y. Levi. « Modélisation mathématique de la chloration et de ses sous-produits », TSM, 1996, n° 7/8, p. 494-498.

L. Kiene, W. Lu, Y. Levi. « Importance relative des phénomènes responsables de la consommation du chlore en réseau de distribution d'eau potable », JIE, 1996, conf. 16, 15 p.

K. Tordjeman, A. Judet, R. Campbell. « Modélisation du résiduel de chlore en réseau : Influence sur la bactériologie et les trihalométhanes », JIE, 1996, conf. 17, 13 p.

P. Piriou, S. Dukan, L. Kiene. « Étude et modélisation de la qualité de l'eau en réseau », JIE, 1998, conf. 32, 14 p.

M. Rozental-Evesque, B. Rabaud, D. Geoffray, G. Boulanger. « Le cycle de vie du polyéthylène », TSM, 2010, n° 7/8, p. 57-65.

A.G.H.T.M. (Groupe de travail). « Évolution des THM dans les réseaux de distribution (état des lieux et évolution) », TSM, 2001, n° 6, p. 39-60.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

J.-B. Serodes, M. Rodriguez, J. Pitre, T. Sadik, C. Bouchard. « Les sous-produits du chlore : variation spatio-temporelle à court et moyen terme dans les réseaux de distribution d'eau potable », JIE, 2002, conf. 23, 9 p.

P. Piriou, S. Clinquart, Z. Do-Quang. « Devenir de *Cryptosporidium parvum* dans les réseaux de distribution d'eau potable : étude pilote », JIE, 2004, conf. 47, 11 p.

M. Rozental-Evesque, F. Martin, F. Bourgine, X. Colin, J. Verdu, L. Audouin. « Étude du comportement des tuyaux en polyéthylène utilisés pour le transport d'eau potable en présence de désinfectant chloré », JIE, 2006, conf. 76, 12 p.

E. Gaudichet-Maurin, S. Oberti, J. Carmier, L. Girardot, R. Brule, T. Labour, A. Bonnet. « Étude de la durabilité d'un tube plastique multicouche résistant au dioxyde de chlore », TSM, 2010, n° 7/8, p. 66-74.

E. Gaudichet-Maurin, C. Devilliers, P. Fernandes, S. Oberti, J.-M. Lucatelli, M. Cambrezy, S. Trottier, L. Laiarinandrasana. « Interactions chimiques des tubes en polyéthylène avec le chlore en eau potable », TSM, 2011, n° 9, p. 28-38.

A. Bruchet, M. Esperanza, N. Noyon. « Relargage des bisphénols et sous-produits par des résines époxydes utilisées comme revêtements de réservoirs et canalisations d'eau potable : effets sur la qualité de l'eau », JIE, 2014, conf. 15, 8 p.

J. Tillner, C. Hollard, C. Bach, C. Rosin, J.-F. Munoz, A. Novelli, X. Dauchy. « Sous-produits de HAP dans des réseaux d'eaux destinées à la consommation humaine comportant des canalisations anciennes revêtues intérieurement de produits hydrocarbonés (brai de houille ou goudron) », JIE, 2014, conf. 16, 14 p.

A. Novelli, J. Baron, C. Autugelle, O. Correc, X. Dauchy, S. Herault, M. Joyeux, M. Lançon, P. Leroy. « Évaluation de l'innocuité sanitaire des matériaux organiques des installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine », JIE, 2014, conf. 17, 14 p.

Désinfection par irradiation UV

V. Boisdon. « Efficacité de la désinfection par les procédés d'oxydation chimique et de rayonnement UV », TSM, 1995, n° 3, p. 228-236.

J. Baron, J.-C. Joret, J. Lesavre, J.-Y. Perrot. « Désinfection par UV des poliovirus et des bactériophages FRNA spécifiques », TSM, 1995, n° 12, p. 931-936.

S. Laine, T. Poujol, J. Baron, C. Bernard. « Le traitement des eaux de temps de pluie par aéroflottation-filtration-désinfection UV », TSM, 1998, n° 6, p. 57-60.

C. Feliers, N. Faure, C. Levecq, P. Cervantes. « Traitement UV : une alternative à la désinfection chimique », JIE, 2002, conf. 20, 9 p.

Z. Do-Quang, D. Perrin, M.-L. Janex. « La CFD comme outil de prédiction des performances d'un réacteur ultraviolet », JIE, 2002, conf. 21, 8 p.

F. Colas, L. Renvoise, J. Perot. « Désinfection des eaux potables par les UV moyenne pression dans un réacteur de conception nouvelle : le HOD system », JIE, 2008, n° 11, 12 p.

J.-Y. Perrot. « La biodosimétrie, la garantie microbiologique du bon dimensionnement d'un réacteur UV », JIE, 2008, conf. 10, 9 p.

N. Fabre, G. Delattre. « Méthodologie d'évaluation de l'efficacité des systèmes UV », EIN, 2010, n° 331, p. 72-76.

J. De Laat. Cours « La désinfection par irradiation UV », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

Copyright © 2015 Dunod.

D

LES TRAITEMENTS DE FINITION (OU D'AFFINAGE)

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.

21 Problématique et objectifs des traitements de finition

Il s'agit dans ce chapitre consacré aux traitements de finition d'expliquer et de décrire les procédés permettant de modifier ou d'éliminer tout ou partie de certaines espèces chimiques dissoutes dans les eaux naturelles. Parmi ces espèces, les plus présentes en concentration sont majoritairement d'origine naturelle, mais les plus nombreuses, bien que beaucoup moins concentrées pour la plupart, sont d'origine anthropique et sont souvent appelées « micropolluants ».

Les dimensions des espèces concernées ne sont plus du domaine des particules en suspension (même colloïdales), éliminables par clarification, ou des micro-organismes, éliminables par désinfection, mais sont comprises entre quelques angströms et quelques nanomètres. Il est préférable dans ce cas de les présenter par domaines de masse molaire.

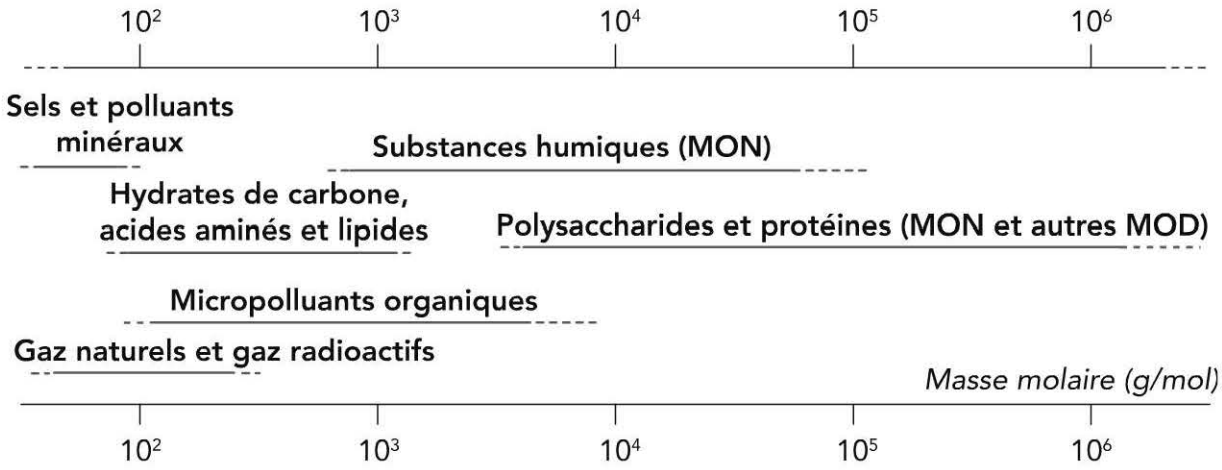


Figure 21.1 Masses molaires des espèces chimiques dissoutes dans les eaux naturelles.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Le pouvoir élevé de dissolution de l'eau au contact des sols et des couches géologiques, ainsi que les grands cycles biogéochimiques de l'eau (carbone, azote, phosphore, soufre, fer, etc.) permettent d'expliquer la présence des espèces dissoutes minérales et organiques les plus concentrées (ordre de grandeurs du mg/L ou ppm, parfois du µg/L ou ppb). La pollution urbaine, industrielle et agricole est à l'origine des polluants classiques ou avérés (nitrates, phosphates, pesticides, métaux lourds, PCB, HAP…) et émergents (perturbateurs endocriniens, résidus pharmaceutiques, cosmétiques…), très souvent à l'état de traces (large échelle d'ordre de grandeur du mg/L au ng/L ou ppt).

Les différents procédés relatifs aux traitements de finition ou d'affinage sont regroupés dans le tableau suivant par types de procédés (et par principes de base).

Dans cette partie D ne seront développés que les procédés d'affinage destinés à la mise en équilibre des eaux (en cours ou après traitement) et ceux mettant en jeu du charbon actif en poudre ou en grains. Deux courts chapitres seront également dédiés au rôle et à la place de l'ozonation (procédé déjà développé en partie C) et à la nanofiltration. Les autres opérations (déferrisation, démanganisation, dénitrification, désarsénisation, etc.) seront abordées en partie E (par paramètre de la réglementation).

Tableau 21.1 Les principaux procédés de finition ou d'affinage.

Procédés	Principes de base	Exemples
Stripping Dégazage	Transfert liquide/gaz par mise en contact de l'eau avec un flux d'air	• Élimination des gaz dissous (CO_2, H_2S…) • Élimination des micropolluants organiques volatils (solvants chlorés, additifs de carburants…)
Correction de pH Neutralisation	Ajout d'un acide fort (H_2SO_4, HCl) ou faible (CO_2, acide citrique) ou ajout d'une base (CaO, NaOH) en vue d'ajuster le pH	• Neutralisation du CO_2 agressif • Mise à l'équilibre • Ajustement de pH avant ou après réaction physico-chimique ou biologique
Reminéralisation	Ajout de CO_2 et de chaux ou filtration sur lit de carbonate de calcium	• Neutralisation du CO_2 agressif • Mise à l'équilibre
Précipitation	Provocation de la précipitation d'hydroxydes ou de carbonates métalliques par oxydoréduction, ajustement de pH et/ou ajout de calcium et/ou de carbonate	• Décarbonatation/adoucissement • Défluoration • Déferrisation et démanganisation • Déchromatation

Copyright © 2015 Dunod.

Procédés	Principes de base	Exemples
Oxydation	Introduction d'un oxydant (O_3, Cl_2, ClO_2, $KMnO_4$, H_2O_2…) en vue d'oxyder un composé minéral ou organique	• Transformation d'une partie du COD en CODB par ozonation • Oxydation des micropolluants organiques • Oxydation du Fe^{II}, Mn^{II}, As^{III}, NH_4^+, NO_2^-, CN^-, etc., en vue de leur élimination • Élimination des goûts et odeurs
Réduction	Introduction d'un réducteur puissant (SO_2, SO_3^{2-}, $S_2O_3^{2-}$, Fe^0…) en vue de réduire un composé minéral ou organique	• Déchloration et désozonation • Réduction du Cr^{VI} en Cr^{III} en vue de sa précipitation • Réduction de solvants chlorés saturés
Adsorption	Ajout d'un adsorbant en poudre ou filtration sur un adsorbant en grains	• Élimination par adsorption des matières organiques dissoutes et des micropolluants organiques sur charbon actif ou adsorbant synthétique • Élimination par voie biologique du CODB sur charbon actif • Élimination par adsorption de l'arsenic sur alumine ou granulés d'hydroxyde ferrique • Élimination par sorption de certains métaux lourds
Échange d'ions	Filtration sur un échangeur d'ions en « billes » ou en film (électrodialyse)	• Adoucissement • Dénitratation • Élimination du sélénium
Procédés à membrane	Filtration sur membrane de nanofiltration Osmose inverse Électrodialyse	• Élimination des matières organiques dissoutes et des micropolluants organiques et minéraux par nanofiltration • Dessalement des eaux saumâtres et de mer par osmose inverse • Adoucissement par électrodialyse • Dénitratation par électrodialyse

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Procédés	Principes de base	Exemples
Procédés biologiques	Utilisation des bactéries (généralement fixées) pour dégrader par assimilation ou pour transformer les composés organiques ou minéraux	• Biodégradation du CODB sur charbon actif biologique • Nitrification de l'azote ammoniacal sur filtre • Déferrisation et démanganisation biologiques sur filtre • Dénitrification sur filtre ou en réacteurs de type « biomembrane »

Copyright © 2015 Dunod.

22 Mise à l'équilibre

De par l'atmosphère d'où elle provient, les sols qu'elle contacte, la nature des couches géologiques qu'elle traverse et les réactions biologiques dont elle est le siège, l'eau contient du dioxyde de carbone et de nombreux sels minéraux dont les variations des concentrations absolues et respectives peuvent lui conférer un pouvoir de dissolution particulièrement fort, corrosif, ou une capacité élevée de précipitation, incrustante.

Les eaux qui présentent ce caractère corrosif ou entartrant doivent être mises à l'équilibre. Les enjeux sont évidemment importants, que ce soit au niveau de la protection du consommateur (dissolution du Cu, Ni et Pb des matériaux de conduites, maintien du chlore en réseau, risques de contamination), de la conduite du traitement (variations importantes du pH dues à un pouvoir tampon trop faible ou trop élevé) ou du maintien de l'état du réseau (casses dues à la corrosion, entartrage).

La réglementation actuelle conseille que soit respectée la référence « $pH_{équilibre} - pH_{mesuré} = 0 \pm 0{,}2$ », mais l'objectif classique est de distribuer une eau légèrement incrustante.

22.1 L'équilibre calco-carbonique des eaux

Tout processus dans les eaux peut être décrit par une réaction chimique (souvent associée à une réaction biologique). Les substances initialement « motrices » de ces réactions sont les principaux gaz de l'air dissous dans l'eau (O_2, N_2 et CO_2). La loi de Henry permet de calculer leur concentration dans l'eau, par exemple pour le CO_2, cette concentration varie de 0,82 à 0,44 mg/L entre 5 et 25 °C.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

22.1.1 L'importance du dioxyde de carbone (CO_2) dissous

CO_2 libre dans les eaux naturelles

La teneur en CO_2 d'une eau naturelle est souvent supérieure à celle prévue par la loi de HENRY, à cause de la présence supplémentaire, parfois beaucoup plus grande (plusieurs dizaines de mg/L), de CO_2 issu de l'activité bactérienne. Ceci accroît considérablement le pouvoir de dissolution du carbonate de calcium (entre autres roches et sédiments), quand les zones géologiques traversées sont calcaires. Dans certains cas (en zones granitiques par exemple), les eaux sont très riches en dioxyde de carbone.

CO_2 agressif

Un des équilibres chimiques les plus importants dans les eaux est celui qui permet de maintenir en solution les ions calcium et hydrogénocarbonate (ou bicarbonate) grâce au CO_2 dissous :

$$CaCO_{3(s)} + CO_{2(aq.)} + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+}{}_{(aq.)} + 2\ HCO_3{}^-{}_{(aq.)}$$

Lorsque cet équilibre se déplace vers la droite, l'eau dissout le carbonate de calcium solide. Le déplacement de l'équilibre vers la gauche conduit à une précipitation du carbonate de calcium solide, quelle que soit sa forme cristallisée (calcite ou aragonite) ou amorphe. L'équilibre se maintient quand une certaine concentration en CO_2 dissous (ou « libre ») est présente. Cette concentration, appelée « CO_2 équilibrant », peut se calculer. Sa comparaison avec le CO_2 réellement dissous dans l'eau étudiée permet de définir la caractéristique calco-carbonique de l'eau :

- si CO_2 libre > CO_2 équilibrant, l'eau est agressive (ou corrosive) ;
- si CO_2 libre < CO_2 équilibrant, l'eau est incrustante (ou entartrante).

22.1.2 Qu'est-ce que le pH d'équilibre ou de saturation (pH_S) ?

CO_2 équilibrant et pH_S

TILLMANS a montré qu'il existe, pour chaque eau, une valeur de pH au-dessus de laquelle le carbonate de calcium solide précipite et, en se déposant, joue un rôle protecteur des canalisations. Pour cette valeur de pH, l'équilibre de solubilité (ou de précipitation) de $CaCO_3$ ne se déplace ni vers la droite, ni vers la gauche. C'est le pH d'équilibre appelé pH de LANGELIER ou pH de saturation, symbolisé par pH_S. La teneur en CO_2 correspondante s'appelle alors « CO_2 équilibrant ».

Si le pH de l'eau est supérieur au pH_S, l'eau aura tendance à être entartrante ou incrustante et, s'il est inférieur, l'eau aura tendance à être agressive ou corrosive.

Il faut noter que le pH_S d'une eau augmente quand son alcalinité (mesurée par le TAC) diminue.

Copyright © 2015 Dunod.

Le calcul ou la détermination du pH_s et du CO_2 équilibrant

Expressions théoriques

Les expressions du pH_S et du CO_2 libre dépendent des valeurs (connues) des constantes apparentes des trois équilibres suivants, à la température considérée, et des concentrations molaires à l'équilibre en ion hydrogénocarbonate et en ion calcium de l'eau étudiée (cf. F-D1) :

$$H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^- \qquad K'_{a,1} = [H^+]_{éq.} \cdot [HCO_3^-]_{éq.} / [H_2CO_3]_{éq.}$$

$$HCO_3^- \leftrightarrow H^+ + CO_3^{2-} \qquad K'_{a,2} = [H^+]_{éq.} \cdot [CO_3^{2-}]_{éq.} / [HCO_3^-]_{éq.}$$

$$CaCO_3 \leftrightarrow Ca^{2+} + CO_3^{2-} \qquad K'_s = [Ca^{2+}]_{éq.} \cdot [CO_3^{2-}]_{éq.}$$

$$pH_s = pK'_{a,2} - pK'_s - \log [HCO_3]_{éq.} - \log [Ca^{2+}]_{éq.}$$

$$[CO_2]_{éq.} \text{ (en mg/L)} = 10^{(pK'a,1 - pHs)} \cdot [HCO_3^-]_{éq.} \cdot 44\,000$$

avec $pK' = -\log K'$

En fait, la concentration molaire en HCO_3^- peut être exprimée à partir du titre alcalimétrique complet de l'eau (TAC en °f). La concentration molaire en Ca^{2+} peut être exprimée à partir du titre hydrotimétrique calcique (TH_{Ca} en °f). Ce sont en effet ces méthodes analytiques (TAC et TH_{Ca}) qui sont utilisées lors du contrôle sanitaire (cf. § 22.2) ainsi que sur certains diagrammes calco-carboniques (cf. ci-dessous). Les expressions prenant en compte ces titres sont développées par ailleurs (cf. F-D1 et F-D2).

Remarques

- Ce sont les mêmes expressions qui permettent, d'une part, de relier le pH, le TAC et le TH_{Ca} mesurés de l'eau et, d'autre part, de calculer le CO_2 libre total et le CO_2 agressif (avec CO_2 agressif = CO_2 libre – CO_2 équilibrant).
- Les valeurs des constantes apparentes K' se déduisent des constantes standards K^0 corrigées de l'effet de la température (des tables existent, cf. F-D1).

Méthodes de détermination

Il est possible de calculer précisément l'ensemble des concentrations des différents espèces (par itération successives et/ou en utilisant des logiciels adaptés). On peut aussi approcher assez précisément la valeur de pH_S par des méthodes graphiques comme, par exemple, le diagramme de Langelier ou celui de Hallopeau et Dubin, la méthode de Legrand et Poirier ou encore la méthode « Calcograph » de Degrémont. Certaines de ces méthodes permettent également de déterminer le CO_2 équilibrant.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

La méthode de Hallopeau et Dubin représente les eaux dans un diagramme pH *vs* TAC (cf. § 22.2.4). Elle est très utilisée en usine de production d'eau potable. La méthode de Legrand et Poirier (numérisée en Legrand, Poirier et Leroy ou LPL) représente les eaux dans un système d'échelles linéaires des concentrations molaires « carbone minéral total » *vs* « calcium ».

22.2 Les paramètres, caractères calco-carboniques et indices à mesurer

Les méthodes citées dans ce paragraphe, ainsi que celles permettant de déterminer l'agressivité ou le caractère entartrant des eaux sont décrites en détail dans d'autres ouvrages (cf. Sources et supports, en fin de partie D).

22.2.1 Salinité totale, pH

Conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau se mesure avec un conductimètre (en µS/cm), en même temps que la température (NF EN 27888). Plusieurs expressions permettent de relier la conductivité électrique à 20 °C (après correction de la conductivité mesurée à une température différente) et la minéralisation totale de l'eau (en mg/L) (NF T90-111).

pH et température

Le pH (NF T90-008) et la température sont des paramètres déterminants pour déterminer le caractère agressif ou entartrant d'une eau.

22.2.2 Dioxyde de carbone libre

Le dioxyde de carbone libre peut-être dosé directement par une solution de carbonate de sodium (ou par retour) avec une précision moyenne (± 1 mg/L) (NF T90-011).

Une autre méthode consiste à calculer la concentration en CO_2 libre à partir des valeurs de pH et TAC (cf. § 22.2.4 et F-D2).

22.2.3 Éléments minéraux dissous

Les éléments minéraux dissous sont toujours classés en deux groupes :

- les 6 éléments fondamentaux (H^+, OH^-, H_2CO_3 ou CO_2, HCO_3^-, CO_3^{2-}, Ca^{2+}) dont H^+ et OH^- sont souvent appelés les « ions constitutifs » ;
- les éléments caractéristiques cationiques (Na^+, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+}, etc.) et anioniques (Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, SiO_3^{2-}, etc.).

Copyright © 2015 Dunod.

Les unités utilisées peuvent être classiques (mg/L et mol/L), mais sont souvent techniques, dont le degré français (°f) et la partie par million d'équivalent $CaCO_3$ (ppm $CaCO_3$).

Remarques

- 1 °f = 1/5 méq/L
- 1 méq/L = 1 mmole/L/z_i (avec z_i = valence de l'ion)
- 1 ppm $CaCO_3$ = 0,1 °f

Titres alcalimétriques ou alcalinité (TA, TAC)

En l'absence d'ions interférents (acides humiques, phosphates, citrates, tartrates…), le titre alcalimétrique simple (TA) et le titre alcalimétrique complet (TAC) correspondent aux sommes des concentrations des espèces suivantes, exprimées en °f (ou en méq/L ou en ppm de $CaCO_3$) :

$$TA = \tfrac{1}{2}\,[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] - [H_2CO_3] \approx \tfrac{1}{2}\,[CO_3^{2-}] + [OH^-]$$

$$TAC = [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \approx [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] + [OH^-]$$

Ces deux titres sont dosés par méthode titrimétrique à l'aide d'un acide fort et de deux indicateurs colorés différents, la phénolphtaléine pour le TA et (par exemple) l'hélianthine pour le TAC (NF EN ISO 9963-1 et 2).

Remarques

- Des ions interférents sont connus. Les phosphates par exemple contribuent au TA (1/3 des phosphates en °f y sont comptabilisés) et au TAC (un peu plus de 2/3).
- Il est possible de doser le carbone minéral (ou inorganique) total avec un analyseur de carbone (généralement en mg/L).

Titres hydrotimétriques (TH, TH calcique)

En l'absence (ou présence peu significative) de cations interférents (Al, Fe, Mn, Cu…), la dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme concentrations des alcalino-terreux, exprimées en °f (ou méq/L ou ppm $CaCO_3$) :

$$TH\ (total) = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]$$

$$TH\ calcique\ ou\ TH_{Ca} = [Ca^{2+}]$$

Ces deux titres sont dosés par méthode titrimétrique à l'aide d'un complexant (EDTA) et de deux indicateurs colorés différents, le noir ériochrome T pour

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

le TH total (NF T90-003) et (par exemple) l'acide calcone carboxylique pour le TH_{Ca} (NF T90-016).

Remarque

Il existe d'autres méthodes analytiques comme la spectrométrie d'absorption atomique avec flamme, la spectrométrie d'émission à l'aide d'un générateur inductif à plasma (ICP) et la chromatographie ionique.

Titre acidimétrique (TACi) ou sels d'acides forts (SAF)

Ce titre correspond à la somme des concentrations en anions d'acides forts suivants, exprimées en °f (ou méq/L ou ppm $CaCO_3$) :

$$TACi \text{ (ou SAF)} = [Cl^-] + [SO_4^{2-}] + [NO_3^-]$$

Le principe de la méthode consiste à échanger sur une résine cationique forte (sous forme H^+) tous les cations de l'eau, afin de libérer les acides correspondants, dont les seuls acides forts (HCl, H_2SO_4 et HNO_3) sont dosés par titrimétrie.

Il existe d'autres méthodes analytiques pour doser les chlorures (NF ISO 9297, NF ISO 10304-1), les nitrates (ISO 7890-3 et NF ISO 10304-1) et les sulfates (NF T90-040 et NF ISO 10304-1).

Dosages spécifiques

Les éléments caractéristiques cationiques (Na^+, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+}, etc.) et anioniques (Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, SiO_3^{2-}, etc.), utiles pour l'application de la méthode de Legrand et Poirier et pour la détermination de certains indices de corrosivité sont dosables par des méthodes spécifiques.

22.2.4 Détermination de l'agressivité et du caractère entartrant

Méthode de Hallopeau et Dubin

Cette méthode de H&D est très utilisée en exploitation et en bureau d'études car elle est simple et efficace. Les paramètres à connaître sont très accessibles (pH, TAC, TH calcique et température) et de simples tracés et lectures (dans un diagramme pH *vs* TAC) permettent d'évaluer assez précisément le CO_2 libre et le caractère agressif ou entartrant de l'eau.

Sa particularité supplémentaire par rapport aux autres méthodes est de pouvoir aider rapidement l'exploitant :

Copyright © 2015 Dunod.

- à évaluer l'évolution du pH après ajout d'un réactif basique ou acide lors d'un traitement (coagulation par exemple) ;
- à calculer, sans avoir à la mesurer, la teneur en CO_2 libre ;
- à déterminer le pH d'équilibre de l'eau pour différentes valeurs de TAC, TH_{Ca} et température ;
- à déterminer les quantités de CO_2 à évacuer par dégazage ou la quantité de réactifs à ajouter pour atteindre le pH souhaité (mise à l'équilibre).

Principe

La méthode, bien qu'essentiellement graphique, repose sur les expressions issues des équilibres entre les éléments fondamentaux et le dioxyde de carbone (cf. F-D2), c'est-à-dire :

- la relation entre le CO_2 (en mg/L) et la concentration molaire en HCO_3^- ;
- la relation entre le titre alcalimétrique complet (TAC en °f) et la concentration molaire en ion hydrogénocarbonate (HCO_3^-) ;
- la relation entre le titre hydrotimétrique calcique (TH_{Ca} en °f) et la concentration molaire en calcium (Ca^{2+}) ;
- l'expression du pH d'équilibre ou de saturation (pH_S) défini par LANGELIER.

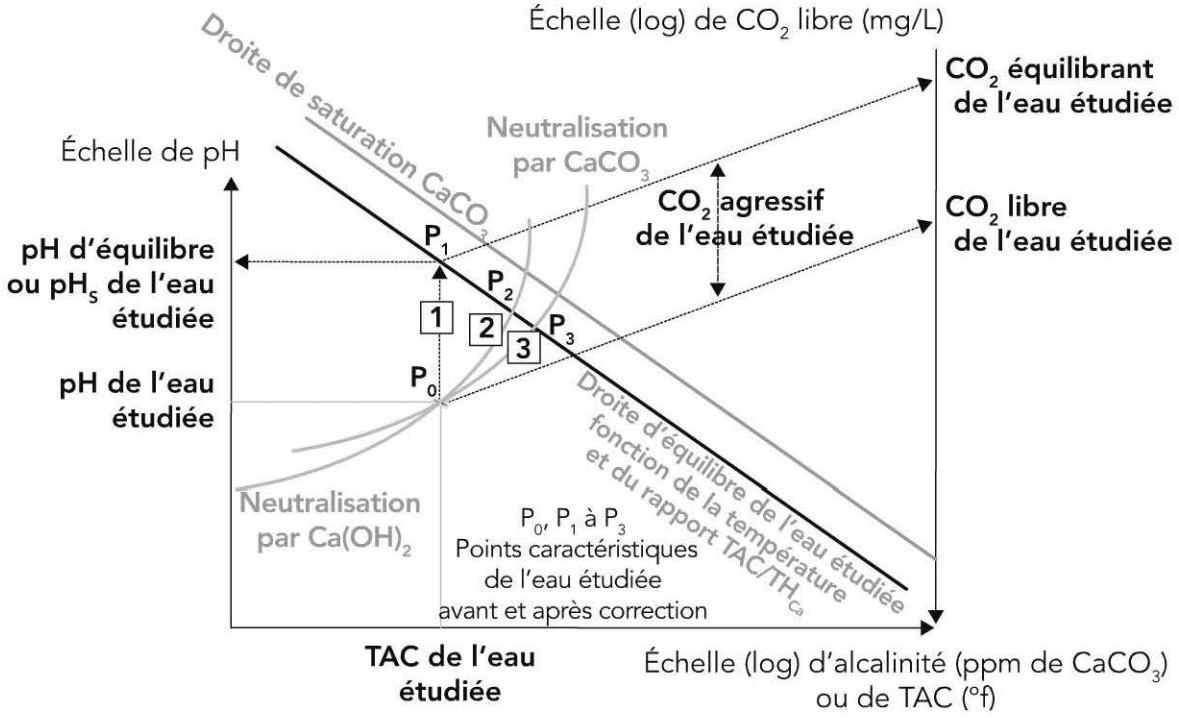


Figure 22.1 Principe d'utilisation du diagramme de HALLOPEAU et DUBIN.
Voie 1 ascendante : élimination physique du CO_2 ; voie 1 descendante : injection de CO_2. Voie 2 ascendante : neutralisation chimique du CO_2 ou de H^+ par CaO ou NaOH ; voie 2 descendante : ajout de H^+. Voie 3 ascendante : neutralisation chimique du CO_2 par $CaCO_3$ ou Na_2CO_3 ; voie 3 descendante : précipitation de $CaCO_3$.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

La figure 22.1 n'est qu'une version simplifiée du graphique. L'ordonnée croissante (à gauche sur la figure) est l'échelle de pH et l'abscisse celle du TAC (en log) en différentes unités. Une ordonnée décroissante (à droite) représente l'échelle (log) du CO_2 libre (en mg/L), c'est-à-dire le CO_2 dissous. Les deux ordonnées sont reliées par des droites de pente positive (flèches montantes sur la figure). Une droite de saturation ou de LANGELIER (saturation $CaCO_3$ sur la figure) calculée pour une température de 15 °C et un rapport TAC/TH_{Ca} unitaire figure sur le diagramme.

Avant d'aborder les opérations de traitement (cf. § 22.3), deux utilisations de ce diagramme peuvent être décrites ici.

Détermination du CO_2 libre

Le point caractéristique de l'eau étudiée (P_0 sur la figure) est positionné grâce à ses valeurs de pH et de TAC mesurées dans les conditions d'usine. La concentration en CO_2 libre de l'eau est donnée par l'intersection de la droite oblique passant par le point caractéristique de l'eau (flèche montante partant de P_0 sur la figure 22.1) avec l'ordonnée CO_2.

Détermination du caractère agressif ou entartrant de l'eau

Afin de prendre en compte l'effet de la température et du TH calcique un diagramme auxiliaire (non mentionné sur la figure) permet de tracer la droite d'équilibre pour l'eau étudiée, qui est parallèle à la droite de saturation (au-dessous sur la figure 22.1) :

- si le point caractéristique de l'eau est sur cette droite d'équilibre, l'eau est à l'équilibre calco-carbonique ;
- si le point est au-dessus (plus forte valeur de pH), l'eau est incrustante ;
- si le point est au-dessous, l'eau est corrosive.

Détermination du pH_s et du CO_2 agressif

À TAC constant, le pH d'équilibre ou de saturation (pH_S) correspond à l'ordonnée du point P_1, à partir duquel peut être lue une nouvelle concentration en CO_2, qui représente le CO_2 équilibrant.

Quand l'eau est agressive (cas de P_0), la différence entre le CO_2 libre et le CO_2 équilibrant représente le CO_2 agressif.

Défaut de la méthode

La méthode de H&D ne prend pas en compte les éléments caractéristiques et un risque non négligeable d'erreur peut en résulter notamment quand les eaux sont très minéralisées.

Copyright © 2015 Dunod.

Méthode de Legrand et Poirier

Cette méthode de L&P est utilisable par voie graphique et par logiciel. Elle repose sur les mêmes équations que la méthode H&D ainsi que sur l'équation de neutralité électrique (ou électro-neutralité) et sur une relation entre la concentration molaire carbone minéral total ($C_{minT} = H_2CO_3 + HCO_3^- + CO_3^{2-}$) et la concentration molaire en calcium (cf. F-D2). Ces deux concentrations (C_{minT} et Ca^{2+}) constituent les coordonnées du diagramme (cf. F-D3). Les particularités de cette méthode sont la précision de par la prise en compte des éléments caractéristiques et son application numérique sous la forme du logiciel LPL (disponible sur le marché) qui permet, entre autres, de calculer un potentiel de précipitation à température d'eau chaude sanitaire (60 °C).

22.2.5 Test et indices de corrosivité

Plusieurs types d'indices peuvent être utilisés pour définir le caractère corrosif ou entartant de l'eau étudiée.

Test au marbre

Le test au marbre permet de déterminer expérimentalement l'agressivité d'une eau. Pour cela, l'eau à tester est mise en contact avec un excès de marbre finement divisé (calcaire, $CaCO_3$) sous agitation permanente, en flacon fermé, sans bulle d'air, dans un bain régulé à 20 ou 25 °C, pendant 24 ou 48 h. Le pH, le TAC et le TH sont alors mesurés après filtration et les valeurs obtenues sont dites de saturation.

Si les valeurs initiales de pH, TAC et TH ont augmenté à la fin du test, l'eau est agressive, si ces valeurs ont diminué, l'eau est entartrante et si ces valeurs sont restées stables, l'eau est à l'équilibre.

L'indice de Langelier

L'indice de saturation ou indice de Langelier est la différence entre le pH mesuré de l'eau étudiée et son pH d'équilibre :

$$I_S = pH_{mesuré} - pH_S$$

Si $I_S < 0$, l'eau est agressive ou corrosive et, si $I_S > 0$, l'eau est entartrante ou incrustante. Les opérations de traitement (cf. § 22.3) viseront à annuler I_S.

L'indice de Larson

L'indice de Larson prend en compte les concentrations des principaux anions mesurées dans l'eau étudiée, en °f :

$$I_{La} = ([Cl^-] + [SO_4^{2-}]) / [HCO_3^-]$$

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Un indice de Larson faible (0,4 à 0,8) est caractéristique d'une eau stable, alors que lorsqu'il est supérieur à 1 l'eau est corrosive. C'est un indicateur de tendance devant alerter l'exploitant et l'inciter à prendre des mesures correctives.

L'indice de Ryznar

L'indice de Ryznar est surtout utilisé pour les eaux industrielles (par exemple pour les circuits de refroidissement) :

$$I_R = 2\ pH_S - pH_{mesuré} = pH_S - I_S$$

L'eau est corrosive pour un indice supérieur à 7 et entartrante pour un indice inférieur à 6. L'écart avec ces valeurs limites est d'autant plus grand que le potentiel corrosif ou entartrant de l'eau est élevé. À titre indicatif, pour $I_R = 8$ la corrosivité est très notable, et pour $I_R = 4$ le pouvoir entartrant est important.

22.3 Les traitements

Les enjeux importants liés à ces traitements ont été rappelés en introduction.

La réglementation impose que les eaux distribuées soient à l'équilibre calco-carbonique. En pratique, pour une eau trop douce et corrosive, on cherche à atteindre un TAC et un TH ≥ 8 °f et pour une eau trop dure (incrustante) un TAC et un TH ≤ 15 °f. Dans les deux cas, l'objectif est d'obtenir un pH correspondant à une eau légèrement incrustante ($pH = pH_S + 0{,}2$).

On veillera également à ce que les concentrations en chlorures et sulfates soient chacune < 100 mg/L.

Remarques

• On parle d'eau douce ou très douce quand TH < 5 °f et d'eau dure à partir de TH de l'ordre de 15 à 20 °f.

• La règle des « trois huit » (qui signifie TAC = TH = 8 °f et pH = 8) est souvent citée comme objectif, mais on ne peut pas toujours l'appliquer pour des raisons économiques et techniques.

Les différents traitements possibles, dépendant du type d'eau (qualité et origine) et du débit, consisteront :

- à prévenir la corrosion en supprimant le CO_2 agressif (élimination physique ou neutralisation chimique) et/ou en augmentant le TAC et le TH calcique (reminéralisation) ;

Copyright © 2015 Dunod.

- ou encore à réduire le potentiel entartrant en éliminant une partie du TAC (décarbonatation) et/ou du TH calcique (adoucissement).

22.3.1 Réactifs

Plusieurs réactifs chimiques acides et basiques (gazeux, en solution ou en supports filtrants) sont utilisés dans les procédés destinés à mettre en équilibre les eaux distribuées. Ces réactifs sont regroupés dans le tableau 22.1, par grands groupes pour les supports filtrants.

Tableau 22.1 Réactifs utilisés pour amener les eaux à l'équilibre.

Réactif	Formule chimique	Produit commercial		Mode d'introduction et consommation		
		Conditionnement	Pureté	Mode d'introduction	Consommation pour 1 mg de CO_2 neutralisé	Consommation pour 1 °f d'élévation TAC (et TH[1])
Dioxyde de carbone	CO_2	Bouteilles sous pression ou containers réfrigérés	≈ 100 %	Dose CO_2 théorique	–	8,8 mg de CO_2
				Injection à l'état gazeux dans l'eau	–	9 mg de CO_2
Chaux vive	CaO	Stockage en sac ou en silo	95 %	Dose CaO théorique	0,64 mg CaO	5,6 mg CaO[1]
				Injection de lait de chaux (50 à 100 g CaO/L)	0,79 mg CaO	7,0 mg CaO[1]
				Injection d'eau de chaux (1,3 g CaO/L)	0,93 mg CaO	8,1 mg CaO[1]
Chaux éteinte	$Ca(OH)_2$		95 %	Dose $Ca(OH)_2$ théorique	0,84 mg $Ca(OH)_2$	7,4 mg $Ca(OH)_2$[1]
				Injection de lait de chaux 70 à 130 g $Ca(OH)_2$/L)	1,04 mg $Ca(OH)_2$	9,2 mg $Ca(OH)_2$[1]
				Injection d'eau de chaux (1,6 g $Ca(OH)_2$/L)	1,21 mg $Ca(OH)_2$	10,7 mg $Ca(OH)_2$[1]
Soude	NaOH	En paillettes ou en lessive de soude	> 99 %	Injection d'une solution préparée	0,91 mg NaOH	8 mg NaOH
				Injection de lessive de soude	1,82 mg lessive	16 mg lessive

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Réactif	Formule chimique	Produit commercial		Mode d'introduction et consommation		
		Condition-nement	Pureté	Mode d'introduction	Consommation pour 1 mg de CO_2 neutralisé	Consommation pour 1 °f d'élévation TAC (et TH[1])
Carbonate de soude	Na_2CO_3		99 %	Dose Na_2CO_3 théorique	2,4 mg Na_2CO_3	10,6 mg Na_2CO_3
				Injection d'une solution concentrée (minimum 50 g Na_2CO_3/L)	2,45 mg Na_2CO_3	10,7 mg Na_2CO_3
Bicarbo-nate de soude	$NaHCO_3$		99 %	Dose $NaHCO_3$ théorique	–	16,8 mg $NaHCO_3$
				Injection d'une solution concentrée	–	17 mg $NaHCO_3$
Carbonate de calcium	$CaCO_3$	Poudre ou granulés	80 à 99 %[2]	Dose $CaCO_3$ théorique	2,3 mg $CaCO_3$	10 mg $CaCO_3$
				Injection de suspension en « barbotine »	–	–
				Filtration sur granulés	2,4 à 2,9 mg $CaCO_3$[2]	10,2 à 12,6 mg $CaCO_3$[2]
Dolomie semi-calcinée	$CaCO_3$, MgO	Granulés	94 à 96 %[2]	Filtration sur granulés	1,3 à 1,7 mg[2]	8,6 à 11,2 mg[2]

(1) Le TH est augmenté quand un réactif apporte du calcium et/ou du magnésium.
(2) Dépend des marques commercialisées et des types (terrestre ou débris d'algues).
Les consommations tiennent compte des degrés de pureté mais également des rendements.

Les échangeurs d'ions, réactifs particuliers, sont présentés plus loin (cf. § 22.3.5 et F-D5).

Dioxyde de carbone (CO_2)

Le CO_2 est essentiellement utilisé pour la reminéralisation et pour corriger le pH.

Le CO_2 est livré liquide en bouteilles et plus généralement en containers réfrigérés sous pression. Il est soutiré et détendu à 3 bar à 12 °C, puis injecté à l'état gazeux dans l'eau à traiter par l'intermédiaire de disques diffuseurs poreux sous quelques mètres d'eau dans des tours à contact ou au moyen d'un hydroéjecteur (ou « eau de Seltz »).

Copyright © 2015 Dunod.

Chaux (CaO ou $Ca(OH)_2$)

C'est un des réactifs les plus utilisés en traitement des eaux (sous forme chaux vive, CaO, ou chaux éteinte hydratée, $Ca(OH)_2$) :

- en ajustement ou correction du pH (pendant coagulation, avant ou après filtration, avant désinfection) ;
- en neutralisation du CO_2 agressif ;
- en reminéralisation (avec du CO_2) ;
- en décarbonatation.

La chaux, livrée généralement en poudre ou en granulé, contient des impuretés (dont $CaCO_3$, MgO et SiO_2) qui doivent être éliminées pendant la préparation du lait de chaux (solution et suspension de chaux à 50 g CaO/L ou plus) et de l'eau de chaux (solution limpide à 1,3 g CaO/L ou ≈ 220 °f de TAC). Ces réactifs de traitement sont préparés dans un saturateur à chaux, sorte de décanteur avec contact ou recirculation de boues (de chaux dans ce cas) et éventuellement des lamelles.

Remarques

• La chaux vive présente un prix moins élevé que la chaux éteinte, moins d'impuretés mais nécessite un investissement complémentaire pour assurer une bonne extinction (car dégagement de chaleur).

• Selon la technologie utilisée (avec ou sans recirculation), les saturateurs à chaux peuvent produire entre 1,4 et 3,6 kg $Ca(OH)_2/h.m^2$ de saturateur, sous forme principalement de lait de chaux.

• Des chaux dites « à haute réactivité » présentent des gains significatifs par rapport aux chaux classiques. Certaines études en décarbonatation ont démontré une économie de réactif (25 à 30 %), des abattements plus importants du TAC (et du nickel), une turbidité plus faible en sortie de réacteur de décarbonatation.

Supports filtrants à base de carbonate de calcium

Le carbonate de calcium qui était couramment utilisé en France (depuis longtemps) est marin, extrait de débris d'algues fossiles. Il est appelé lithothamne ou « maërl » et provient de gisements importants en Bretagne. Après dragage, les algues sont séchées au four, concassées et tamisées, puis livrées en sac de 50 kg ou en vrac en silo.

Utilisé pour neutraliser le CO_2 agressif et pour reminéraliser (notamment en eaux souterraines), ce réactif est connu sous différentes appellations commer-

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

ciales (NEUTRALITE®, ACTICALMAG®, NEUTRALG®, NEUTREAU TIMALITE®…). Il était généralement utilisé comme matériau granulaire de filtre gravitaire ou sous pression, parfois mis en œuvre en suspension (50 g/L) injectée dans l'eau (dans un décanteur à lit de boue).

La décision ministérielle (en 2005) d'arrêter son exploitation (en 2010) a conduit certains exploitants à « basculer » vers la technologie « CO_2 + chaux », alors que d'autres ont testé et adopté de nouveaux réactifs commerciaux de carbonate de calcium terrestre ou de synthèse, dont les principales caractéristiques sont présentées dans le tableau 22.2.

Tableau 22.2 Quelques substrats calcaires utilisés en filtration pour la neutralisation et la reminéralisation.

Substrat calcaire	Teneurs	Granulométrie	Densité apparente	Temps de contact moyen	Lavage préconisé
Marbres					
EVERZIT CARBONAT®	99,1 % $CaCO_3$ 0,4 % $MgCO_3$	4-6 mm 6-8 mm	1,4		
FILTRACARB®	97,2 % $CaCO_3$ 0,49 % MgO	0,63-1,25 mm 1,25-2,5 mm	2,0	20 à 30 min	Air : 70 à 80 Nm/h (2 min) Air + eau (10 min) Eau : 20 à 30 m/h (variable)
AQUA JURAPERLE®	99,1 % $CaCO_3$ 0,4 % $MgCO_3$	1-2 mm 2-3 mm	1,47		
Dolomies					
EVERZIT DOL®	39,3 % CaO 27,3 % MgO	0,5-1,2 mm 0,5-2,5 mm 2-4,5 mm	1,1-1,2		
MAGNO DOL®	71 % $CaCO_3$ 26 % MgO	2-4,5 mm	1,05-1,15		
AKDOLIT® CMG	69 % $CaCO_3$ 25 % MgO	< 0,5 mm 0,5-2,5 mm 2,5-4,5 mm 4,5-7 mm	1,2-1,3	10-15 min	Air : 50 à 60 nm/h (5 min) Air + eau (5 à 10 min) Eau : 20 à 25 m/h (variable)

Copyright © 2015 Dunod.

Débris d'algues fossilisés (lithothamne)					
Maërl	85,5 % $CaCO_3$ 11,7 % $MgCO_3$	1-3 mm 2-4 mm 3-7 mm 2-8 mm	1,08	15-20 min	Air : 30 à 30 Nm/h (2 min) Air + eau (3 à 5 min) Eau : 10 à 15 m/h (variable)

Autres réactifs

La soude (NaOH en paillettes ou en lessive), le carbonate de sodium ou carbonate de soude (Na_2CO_3 en poudre) et l'hydrogénocarbonate de sodium ou bicarbonate de soude ($NaHCO_3$ en poudre) peuvent être également utilisés pour neutraliser le CO_2 agressif, pour la décarbonatation (les deux premiers réactifs) ou encore pour la reminéralisation (les trois).

22.3.2 Neutralisation du CO_2 agressif

La neutralisation de l'agressivité carbonique fait appel à trois procédés appliqués séparément ou ensemble :

- l'élimination par voie physique (aération forcée) ;
- la neutralisation chimique par une base forte (chaux ou soude) ;
- la neutralisation chimique par une base faible (carbonate de calcium ou de sodium).

Élimination physique du CO_2

Ce procédé est principalement utilisé pour les eaux souterraines dont la teneur excessive en CO_2 est le seul élément à corriger dans ce domaine. La quantité de CO_2 à éliminer peut être déterminée sur le diagramme H&D par l'intersection de la verticale ascendante menée de P_0 avec la droite de saturation (P_1 du diagramme H&D, § 22.2.4). La valeur du TAC de l'eau reste inchangée et le pH_S est souvent élevé (parfois trop pour une bonne désinfection).

Les procédés les plus efficaces (résiduel attendu en CO_2 de 5 à 10 mg/L) mettent en œuvre la pulvérisation de l'eau sous une pression d'eau de 0,5 à 0,8 bar, dans des chambres de hauteur > 2 m (munies d'une ventilation). D'autres procédés utilisent une cascade (résiduel attendu de 10 à 15 mg/L) ou différentes techniques d'insufflation d'air comprimé dans l'eau dont l'efficacité dépend du rapport gaz/liquide (G/L de 1 à 1 000 V/V pour un résiduel attendu de 15 à 1 mg/L de CO_2).

Compte tenu des rendements de l'ordre de 80 % (en moyenne pour une eau contenant 30 mg/L de CO_2), il est nécessaire de compléter par une injection de base (cf. ci-dessous).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Neutralisation chimique du CO_2 par injection d'une base

Pour ce procédé, souvent utilisé pour les eaux de surface, le choix du réactif à injecter (sous forme de suspension ou de solution) est fonction des objectifs recherchés (TH et TAC finaux) et du débit à traiter. En effet, la soude et le carbonate de soude n'ont pas d'impact sur le TH et le coût de ces réactifs est plus élevé que celui de la chaux. Toutefois, les coûts des équipements nécessaires à l'injection de soude ou de carbonate de soude sont beaucoup plus faibles qu'avec la chaux.

Les doses à appliquer peuvent être déterminées sur le diagramme H&D, partant de P_0 en remontant la courbe de chaux (pour les réactifs chaux ou soude) ou la courbe de carbonate (pour le carbonate de soude). L'intersection de ces courbes avec la droite de saturation (P_2 et P_3 du diagramme H&D § 22.2.4) permettent de lire sur l'abscisse les degrés de bases fortes à injecter et la valeur finale du TAC.

Les consommations théoriques et pratiques sont indiquées dans le tableau 22.1, selon le réactif choisi et son mode d'introduction. En pratique, l'utilisation de la soude ou du carbonate de soude est plutôt réservée aux petites installations, le lait de chaux ne peut être est utilisé qu'avant une filtration.

Neutralisation chimique du CO_2 par filtration sur $CaCO_3$

Ce procédé, souvent utilisé pour les eaux souterraines a longtemps utilisé le calcaire marin (lithothamne), aujourd'hui remplacé par des matériaux terrestres ou de synthèse (cf. tableaux 22.1 et 22.2) depuis l'arrêt d'exploitation de la carrière de maërl des Glénans.

Neutralisation par filtration sur calcaire marin

Pour mémoire, mais aussi parce que c'était plus de 1 000 unités qui fonctionnaient en France avec ce procédé, les principes du dimensionnement sont rappelés ici (cf. tableau 22.2) :

- mise en œuvre en filtres ouverts ou sous pression avec 1,7 à 2 m de matériaux (maintenir un minimum de 1 m) ;
- granulés généralement calibrés de 4 à 7 mm et de densité apparente voisine 1,1 ;
- lavages air + eau à une fréquence fonction de la teneur en MES ;
- ajout de 0,5 °f de soude après filtration car l'équilibre n'est jamais atteint ;
- temps de contact de 15 à 20 min (ou plus élevé pour une eau de $T < 10$ °C).

Neutralisation par filtration sur autres substrats

Le tableau des réactifs (tableau 22.2) récapitule les principaux types de matériaux filtrants utilisables, leurs teneurs, granulométrie et densité apparente, ainsi que quelques temps de contact à respecter et les modes de lavage préconisés.

Copyright © 2015 Dunod.

Des retours d'expérience sur la comparaison NEUTRALITE® / AKDOLIT® CM1G sur eau de captage ont été publiés (dont un exemple est présenté ci-dessous). Les avantages du produit de synthèse par rapport au maërl sont sa teneur plus faible (voire nulle) en impuretés, un temps de séjour hydraulique plus faible, une granulométrie plus homogène (filtration plus efficace), une élimination plus rapide des métaux de type fer ou manganèse, une neutralisation plus complète. Ses inconvénients sont son coût plus élevé et la nécessité de recharger par de petites quantités (à cause du risque de prise en masse).

Exemple

Pour une eau brute présentant une forte teneur en CO_2 (180 mg/L, pH 5,2, TAC 1,5 °f) et une installation comportant 2 filtres fermés de 6 m^3 fonctionnant chacun à un débit de 20 m^3/h (vitesse de passage de 6,4 m/h, temps de contact de 18 min), la filtration sur AKDOLIT® CM1G produit une eau mieux neutralisée (pH = 7,9, TAC = 14,3 °f et CO_2 = 3 mg/L) que sur NEUTRALITE® (pH = 7,5, TAC = 10 °f et CO_2 = 7 mg/L).

Vitesse de filtration et temps de contact

La vitesse de filtration, généralement exprimée en m^3 d'eau par m^3 de matériau et par heure (ou VVH) dépend du matériau utilisé (type, granulométrie, lavage), de la teneur en CO_2 à neutraliser, du TAC final souhaité et de la température de l'eau. L'expression suivante est souvent vérifiée :

$$t\ (\text{min}) = a\ .\ [CO_2\ \text{en mg/L}]^{1/2} \text{ avec } t = \text{VVH}/60$$

Pour le calcaire marin, des formules plus précises ont été publiées, de type :

$$t\ (\text{min}) = 0{,}7\ .\ [CO_2\ \text{en mg/L}] - (70\ /\ [CO_2\ \text{en mg/L}]) + 4\ .\ (\text{pH} - 1)$$

22.3.3 Reminéralisation

L'objectif de toute eau en sortie usine sera d'être à l'équilibre ou légèrement incrustante. En fait, l'eau brute ne contient pas toujours assez de CO_2 (notamment les eaux douces de surface) pour qu'une neutralisation directe par la chaux ou le carbonate de calcium soit suffisante (cf. § 22.3.2), à cause d'une trop forte valeur de pH final et d'une trop faible valeur de TAC final. Il faudra donc dans ce cas ajouter du carbone minéral.

Les techniques consistant à injecter du carbonate de soude (ou bicarbonate) et de la chaux, voire du carbonate de calcium et de l'acide sulfurique, n'ont pas fait l'objet de réalisations vraiment connues.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Reminéralisation avec CO_2 et chaux

$$2\ CO_2 + Ca(OH)_2 \leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$$

(En théorie : 8,8 mg CO_2 et 7,4 mg $Ca(OH)_2$ ou 5,6 mg CaO par °f)

Les doses de réactifs peuvent être déterminées par le diagramme H&D en ajoutant tout d'abord le CO_2 (voie 1 descendante, cf. § 22.2.4) puis la chaux (voie 2 montante, cf. § 22.2.4). C'est également dans cet ordre que les réactifs sont injectés dans l'eau en laissant un temps de contact de 2 à 8 min (selon la température de l'eau et la concentration du lait de chaux). Les consommations sont indiquées dans le tableau 22.1.

Remarques

• Pour les usines importantes, on préférera la chaux vive (moins chère et moindre volume de stockage), mais il faudra prévoir une cuve d'extinction.

• La soude peut remplacer la chaux pour des petites installations. Dans ce cas, le TH reste constant.

Reminéralisation avec CO_2 et calcaire

$$CO_2 + CaCO_3 + H_2O \leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$$

(En théorie : 4,4 mg CO_2 et 10 mg $CaCO_3$ par °f)

Le carbonate de calcium peut être injecté en poudre (suspension préparée dans une « barbotine ») dans un décanteur à contact de boues (temps de contact de 30 à 45 min) ou utilisé en filtres avec les mêmes matériaux que lors de la neutralisation du CO_2 agressif (cf. § 22.3.2), principalement pour les eaux souterraines dans ce dernier cas.

Il faut prévoir un rechargement périodique des filtres, les consommations sont indiquées dans les tableaux 22.1 et 22.2.

En pratique, on peut approcher l'équilibre à « pH_S – 0,2 ou 0,1 au mieux », alors que la plupart des cahiers des charges demandent « pH = pHs + 0,1 à 0,2 ». Il est donc nécessaire d'ajuster généralement avec de la soude.

Remarque

La présence de fer ou de manganèse, voire de matières organiques naturelles peut colmater les filtres.

Copyright © 2015 Dunod.

Place de la reminéralisation dans la filière d'eau de surface

Pour une eau superficielle douce avec traitement complet on reminéralise traditionnellement en fin de filière (cf. § 4.2.3).

Il est parfois utile (voire nécessaire) de reminéraliser en tête afin de mieux stabiliser le pH. Par ailleurs, comme certains procédés d'affinage nécessitent une minéralisation minimum (oxydation du manganèse, nitrification), on peut se poser la question de la nécessité d'une inter-reminéralisation. On veillera dans ces cas à ce que le pH de l'eau soit inférieur au pH d'équilibre à cause de l'entartrage possible des matériaux filtrants, crépines de filtres et autres équipements.

Pour une filière nouvelle de traitement d'eau douce superficielle, il est préférable de prévoir les possibilités d'injection de CO_2 à plusieurs niveaux.

22.3.4 Décarbonatation

Le terme de « décarbonatation » est généralement réservé à l'action de précipiter le carbonate de calcium par augmentation du pH de l'eau, ce qui conduit à une diminution du TAC et du TH calcique. Dans ce cas, le TH magnésien peut être également éliminé sous forme d'hydroxyde de magnésium si le pH de traitement est suffisamment élevé (vers pH 11). Quand l'opération est menée avec un échangeur d'ions, on précise « décarbonatation par résines », bien que cette dernière opération soit en fait un adoucissement (cf. § 22.3.5).

Ces opérations sont réservées aux eaux très dures (et incrustantes ou entartrantes) avec pour objectif TH et TAC d'environ 15 °f (pas toujours atteint compte tenu des coûts engendrés). Les réactifs utilisés sont généralement la chaux ou la soude et exceptionnellement le carbonate de sodium (cas particuliers). Une technologie par électrolyse s'est développée fin des années 1990.

Solubilité de la calcite ($CaCO_3$) et de la brucite ($Mg(OH)_2$)

Bien que très théoriques (c'est-à-dire dans l'eau pure, en absence de transfert avec le CO_2 de l'air et à 25 °C), les courbes de solubilité de $CaCO_3$ et de $Mg(OH)_2$ permettent d'expliquer le principe de la décarbonatation par élévation du pH de l'eau (cf. F-D4).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Principales réactions mises en jeu et doses théoriques de réactifs

Avec la chaux dans le cas classique des eaux dont TAC ≤ TH calcique

Les deux réactions principalement recherchées sont :

$$CO_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_{3(s)} + H_2O$$

$$Ca(HCO_3)_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow 2\ CaCO_{3(s)} + 2\ H_2O$$

Le diagramme « barres » (en °f) de la figure 22.2 présente la dose de chaux (éteinte) à introduire et la qualité de l'eau traitée. Cette eau nécessite ensuite un ajustement de pH, généralement à l'aide d'acide sulfurique.

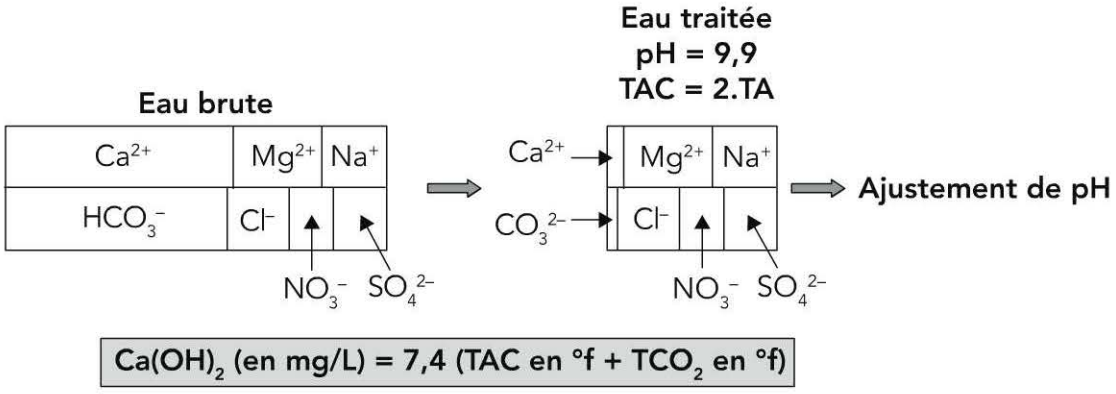


Figure 22.2 Dose de chaux (éteinte) à introduire et qualité de l'eau traitée, si TAC ≤ TH calcique dans l'eau brute.

La dose de chaux vive est plus faible, dans le rapport 5,6/7,4 par rapport à la dose de chaux éteinte. Le TAC résiduel (1,2 °f théoriquement, 2 à 3 °f pratiquement) est dû à la solubilité de $CaCO_3$ (cf. F-D4). Le TH calcique résiduel correspond au TH calcique permanent de l'eau brute (TH_{Ca} – TAC), auquel il faut ajouter la solubilité de $CaCO_3$.

Avec la chaux dans le cas des eaux dont TAC > TH calcique, mais TAC ≤ TH total

Généralement, les deux réactions principales, le pH de traitement et la dose de chaux sont les mêmes que dans le cas précédent, mais le TAC résiduel sera plus élevé que précédemment (c'est-à-dire « TAC – TH_{Ca} » de l'eau brute + solubilité de $CaCO_3$).

Copyright © 2015 Dunod.

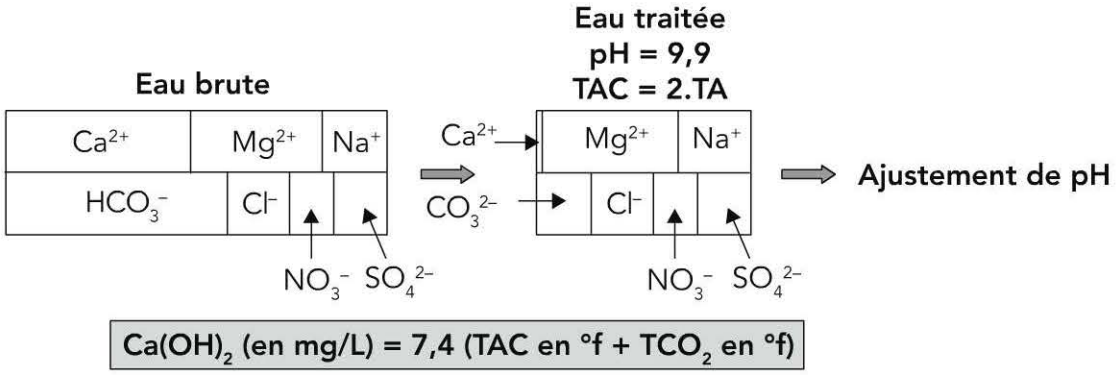


Figure 22.3 Dose de chaux (éteinte) à introduire et qualité de l'eau traitée, si TAC > TH calcique dans l'eau brute (mais TAC ≤ TH total).

Si le TAC résiduel est trop élevé, la solution par cette technique est d'augmenter le pH de l'eau traitée vers 11 pour permettre les réactions suivantes avec suffisamment d'efficacité.

$$Mg(HCO_3)_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_3 + MgCO_3 + 2\,H_2O$$

$$MgCO_3 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_3 + Mg(OH)_2$$

Cette élévation du pH induira inévitablement des réactions secondaires avec la dureté magnésienne permanente et une augmentation du TH calcique permanent, par exemple :

$$MgCl_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCl_2 + Mg(OH)_2$$

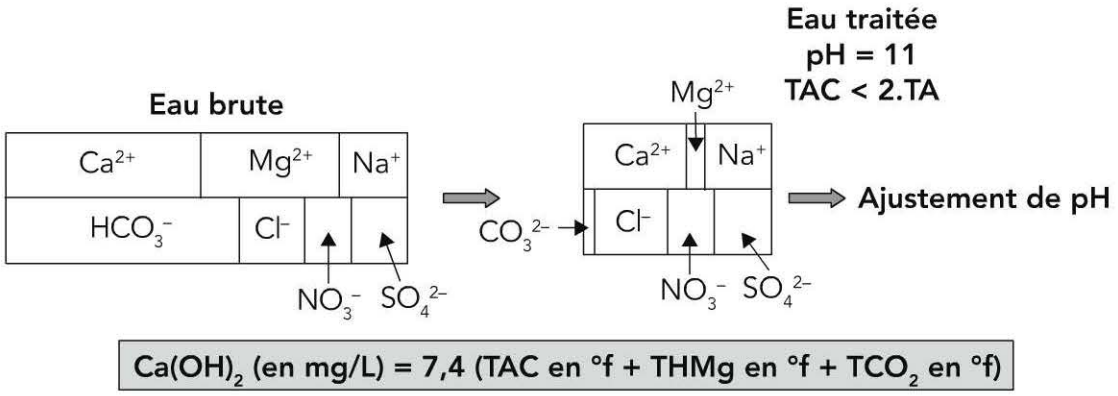


Figure 22.4 Dose de chaux (éteinte) à introduire et qualité de l'eau traitée, si TAC > TH calcique dans l'eau brute (mais TAC ≤ TH total), et décarbonatation à pH 11.

La dose de chaux à introduire sera plus élevée que dans le cas précédent. Cette augmentation de la dose de chaux induira une augmentation équivalente du TH calcique en plus de la solubilité de $CaCO_3$ (cf. F-D4). La dose de chaux vive est plus faible, dans le rapport 5,6/7,4 par rapport à la dose de chaux éteinte.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Avec la soude dans le cas classique des eaux dont TAC ≤ TH calcique

Les deux réactions principalement recherchées sont :

$$CO_2 + 2\ NaOH \rightarrow Na_2CO_3 + H_2O$$

$$Ca(HCO_3)_2 + 2\ NaOH \rightarrow CaCO_3 + Na_2CO_3 + 2\ H_2O$$

Des réactions secondaires avec la dureté permanente auront lieu avec Na_2CO_3 produit par les réactions principales, par exemple :

$$CaCl_2 + Na_2CO_3 \rightarrow CaCO_3 + 2\ NaCl$$

Pour les eaux dont TAC ≤ TH calcique, la qualité de l'eau traitée et la dose de soude à utiliser sont illustrées dans le diagramme « barres » (en °f) de la figure 22.5.

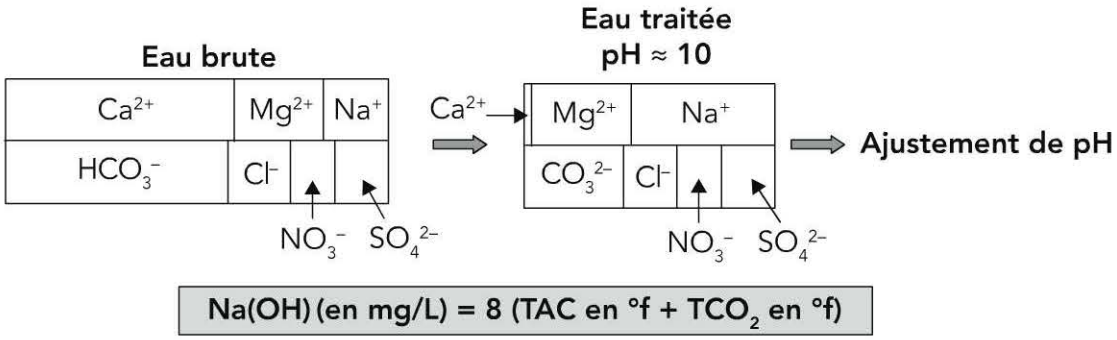


Figure 22.5 Dose de soude à introduire et qualité de l'eau traitée si TAC ≤ TH calcique dans l'eau brute.

Remarques

• Dans ce cas de traitement par la soude, il s'agit plus d'un adoucissement (élimination de Ca^{2+}) que d'une décarbonatation, puisque, d'une part, le TAC restera au moins égal à la moitié du TAC initial après ajustement du pH, et d'autre part, la dureté calcique permanente sera précipitée par le carbonate de sodium produit par les réactions de la soude avec le CO_2 et le $Ca(HCO_3)_2$.

• Pour les eaux dont TAC > TH calcique, les mêmes raisonnements qu'avec la chaux seront appliqués.

Nécessité d'une coagulation au $FeCl_3$

Compte tenu des valeurs de pH de traitement, seul le chlorure ferrique peut être utilisé comme coagulant. Cette introduction de chlorure ferrique va consommer de la chaux (ou de la soude) et les équations précédentes sur la dose de chaux

Copyright © 2015 Dunod.

(ou soude) doivent en tenir compte. Par exemple, dans le cas d'une eau dont TAC ≤ TH calcique, la dose de chaux devient :

$$Ca(OH)_2 \text{ (en mg/L)} = 7{,}4 \,.\, (\text{TAC en °f} + TCO_2 \text{ en °f} + \text{TFe en °f})$$

Par exemple : 100 mg/L de $FeCl_3$ en solution technique = 41 mg/L de $FeCl_3$ = 0,25 mmol/L de Fe, et TFe = 3,78 °f.

Mise en œuvre de la décarbonatation (chaux et/ou soude)

Il y a plus d'une vingtaine de départements en France où les besoins d'adoucissement ou de décarbonatation sont recommandés, dont certains où c'est indispensable (Pas-de-Calais, Nord, Oise, Moselle, Savoie, Hautes-Alpes et Hérault). Par ailleurs, la décarbonatation permet d'éliminer d'autres éléments comme le nickel (cf. § 27.36), le baryum (cf. § 27.7) et à moindre effet le fluor (cf. § 27.29) et le cadmium (cf. § 27.13). C'est donc une technique qui n'est pas réservée qu'aux eaux de refroidissement et qui est d'importance significative en production d'eau potable.

Il peut être prévu :

- soit de décarbonater « totalement » une partie du débit, puis pratiquer les mélanges adéquats ;
- soit de décarbonater partiellement, par exemple en même temps que la clarification, généralement en décanteur à contact de boues ou en décanteurs à grande vitesse.

Technologies avec ajout de chaux et/ou de soude

Pour les filières de traitement d'eau de surface existantes, la solution consiste souvent à ajouter une étape de traitement entre la décantation et la filtration. C'est souvent un réacteur spécifique de décarbonatation dite « catalysée » par du microsable (par exemple de type Gyrazur™ ou Actina™ ou Calcycle®). Le microsable se transforme petit à petit en billes de calcite dont la hauteur de billes est maintenue entre 6 et 6,5 m.

Ces appareils ont un faible encombrement au sol, mais une grande hauteur. Les billes de carbonate de calcium obtenues s'essorent facilement et rapidement et sont valorisables.

Des technologies de décantation à grande vitesse, adaptées à la décarbonatation peuvent être aussi insérées dans la filière (par exemple Multiflo™ Softening ou Actiflo™ Softening avec la cuve Turbomix™ en tête d'ouvrage).

Pour les filières de traitement d'eau souterraine, les mêmes technologies peuvent être utilisées avec une filtration bi-couche en aval.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

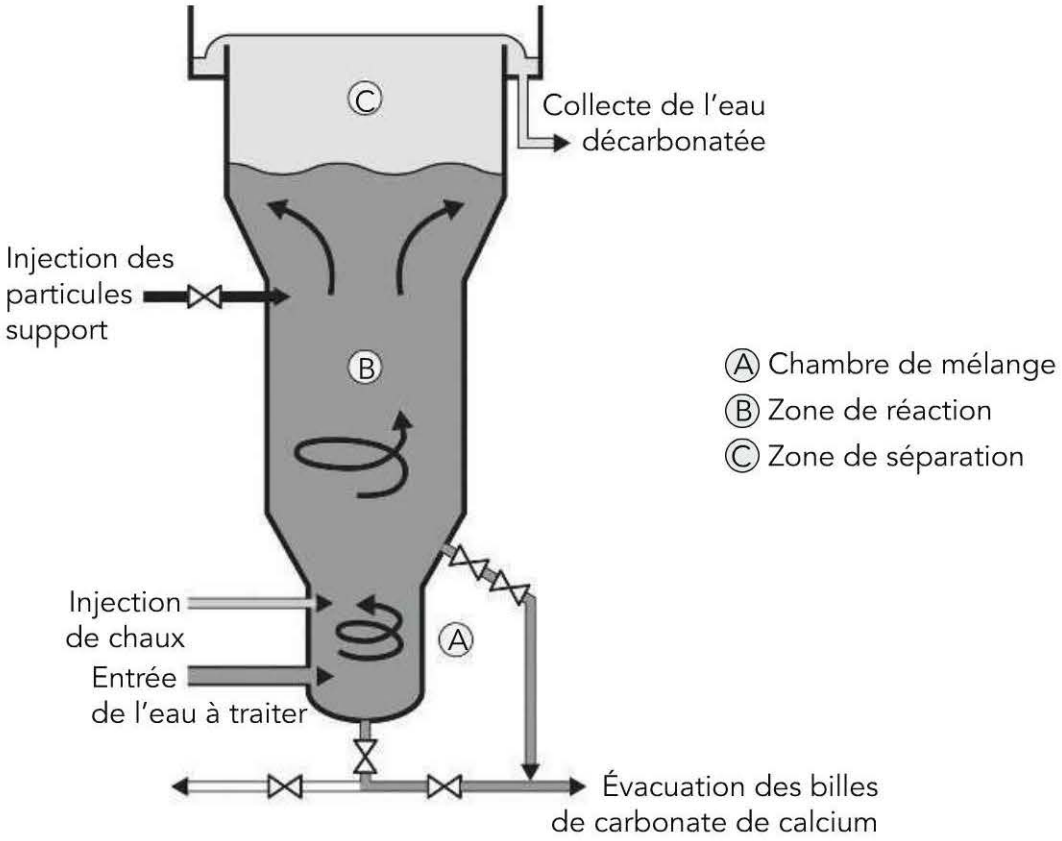


Figure 22.6 GYRAZUR™.

Appareil à lit fluidisé utilisé pour l'élimination du carbonate de calcium à l'aide de chaux ou de soude, composé d'un empilement de trois cylindres métalliques (A-B-C) reliés entre eux, de diamètre croissant de la base au sommet. Le carbonate de calcium s'agglutine sur de fines particules injectées dans l'appareil. Possibilité de travailler sous pression. (Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

Copyright © 2015 Dunod.

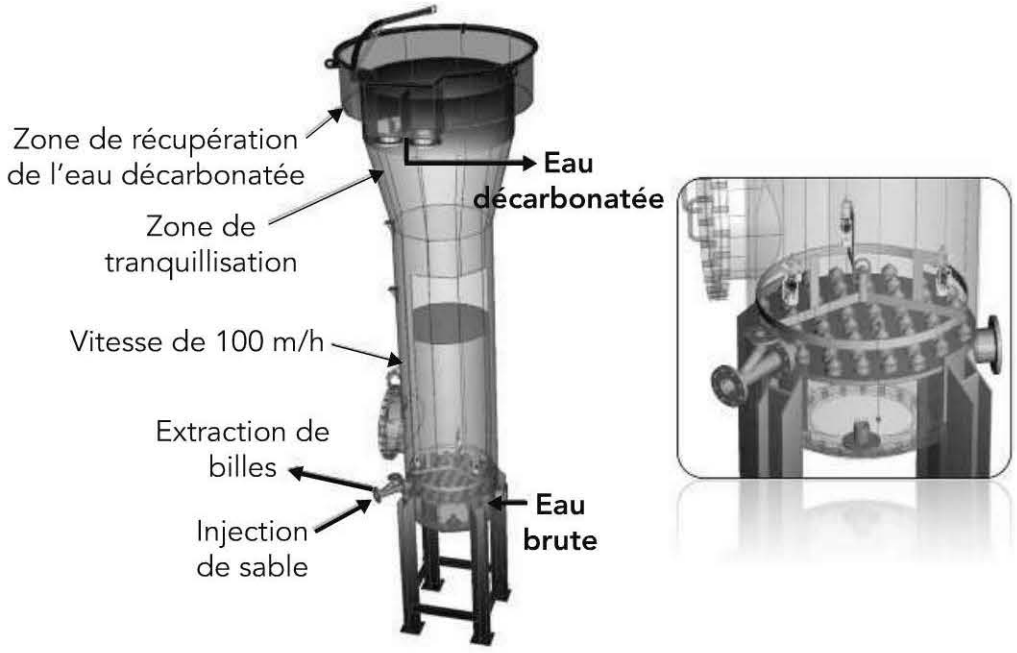


Figure 22.7 ACTINA™.

Procédé de décarbonatation catalytique qui consiste à provoquer, par injection de soude ou de chaux dans l'eau à traiter, la cristallisation du carbonate de calcium sur un lit de microsable maintenu en fluidisation dans un réacteur vertical. Fonctionne à des vitesses de 80 à 100 m/h sans production de boues pâteuses comme dans les décarbonateurs conventionnels. Utilisé en eau municipale et en eau industrielle. (Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Figure 22.8 CALCYCLE®.

Décarbonatation catalytique à la soude par procédé Calcycle – Stereau, usine de Bernac, SIAEP de la région de Baignes-Sainte-Radegonde. Débit : 200 m³/h. (Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Figure 22.9 Billes de carbonate de calcium issues de décarbonatation catalytique.
(Illustration fournie par ©Veolia Water Technologies)

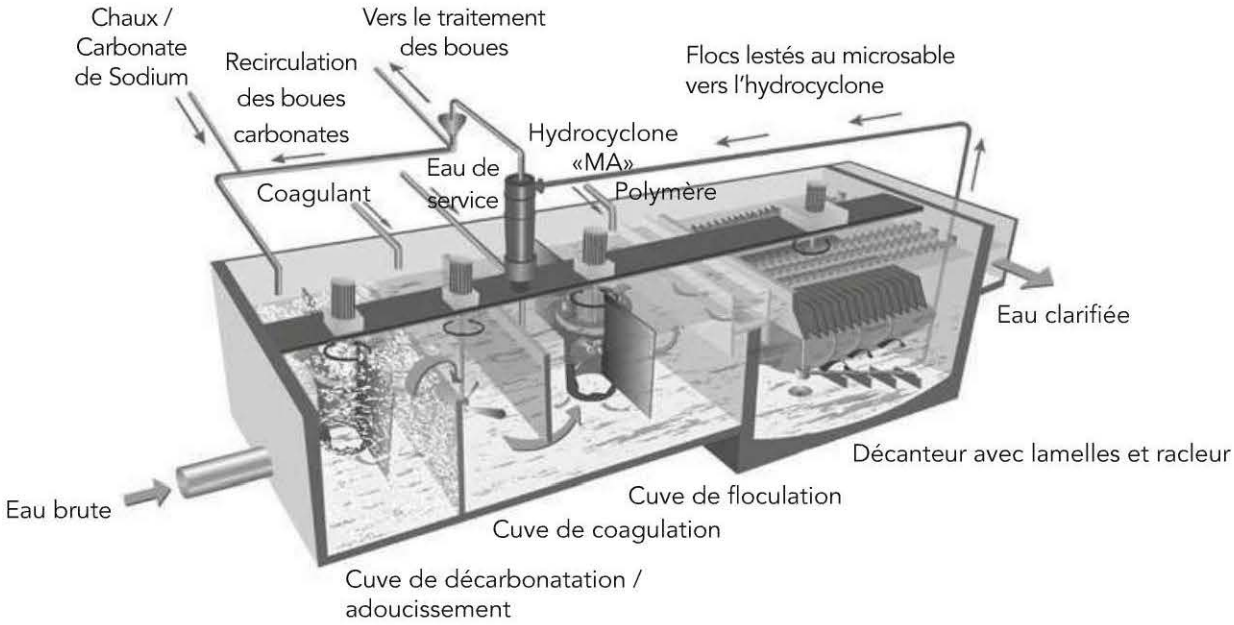


Figure 22.10 ACTIFLO™ Softening.
Procédé de décantation lamellaire qui combine dans une unité de traitement unique et compacte les opérations de clarification (v_{miroir} de 80 à 100 m/h) et de décarbonatation/adoucissement (par la chaux ou la soude) en vue de réduire l'alcalinité et la dureté de l'eau. Il permet d'éliminer aussi des composants tels que silice, métaux lourds, fluorures, phosphates, matières en suspension, matière organique.
(Illustration fournie par ©Veolia Water Technologies)

Copyright © 2015 Dunod.

Décarbonatation par électrolyse

Le procédé breveté est un électrolyseur où l'eau circule au travers d'un empilement d'anodes et de cathodes en inox. L'eau traitée est recueillie en surface et les boues de $CaCO_3$ au fond de l'ouvrage. Les réactions recherchées sont :

- À l'anode :

$2\ H_2O \leftrightarrow O_2 + 4\ e^- + 4\ H^+$, et au voisinage $HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow CO_2 + H_2O$

- À la cathode :

$2\ H_2O + 2\ e^- \leftrightarrow H_2 + 2\ OH^-$, et au voisinage $HCO_3^- + OH^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + H_2O$

- Sur la cathode :

$$Ca^{2+} + CO_3^{2-} \leftrightarrow CaCO_3$$

La cristallisation du carbonate de calcium est contrôlée (brevet) et n'est pas adhérente. Il tombe au fond de la cuve où il est périodiquement purgé (environ 4 fois par an). Sa pureté est telle qu'il peut être immédiatement valorisé. Les débits traités sont faibles (100 m^3/h).

Performances attendues

En décarbonatation chimique partielle des eaux superficielles, les doses de chaux utilisées sont comprises entre 80 à 150 g/m^3. Le pH de travail est compris entre 8,8 et 9,2. Pour les décanteurs à grande vitesse, les temps de contact dans le compartiment décarbonatation sont de l'ordre de 3 min et la turbidité de l'eau décantée est généralement ≤ 1 NFU. Pour les réacteurs spécifiques, les turbidités avant filtration sont beaucoup plus élevées (30 à 60 NFU selon le type de chaux utilisée).

En eau souterraine, les solutions sont adaptées à chaque cas. La décarbonatation est souvent menée totalement à un pH de travail de l'ordre de 10,5.

22.3.5 Adoucissement et décarbonatation par échange d'ions

Le principe est de filtrer l'eau clarifiée à travers un lit d'échangeur de cations (sous forme de billes) dans un filtre sous pression.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Adoucissement par échangeur de cations fortement acide (résine cationique forte)

Les réactions recherchées sont :

$$2\,[\text{R-SO}_3^-\text{Na}^+]_{\text{résine}} + [\text{Ca}^{2+}]_{\text{eau}} \leftrightarrow [(\text{R-SO}_3^-)_2\text{Ca}^{2+}]_{\text{résine}} + 2\,[\text{Na}^+]_{\text{eau}}$$

$$2\,[\text{R-SO}_3^-\text{Na}^+]_{\text{résine}} + [\text{Mg}^{2+}]_{\text{eau}} \leftrightarrow [(\text{R-SO}_3^-)_2\text{Mg}^{2+}]_{\text{résine}} + 2\,[\text{Na}^+]_{\text{eau}}$$

L'échangeur d'ions est un copolymère divinylbenzène / styrène, sulfoné, régénéré par l'ion sodium (cf. F-D5). Le diagramme « barre » de la figure 22.11 schématise ces réactions.

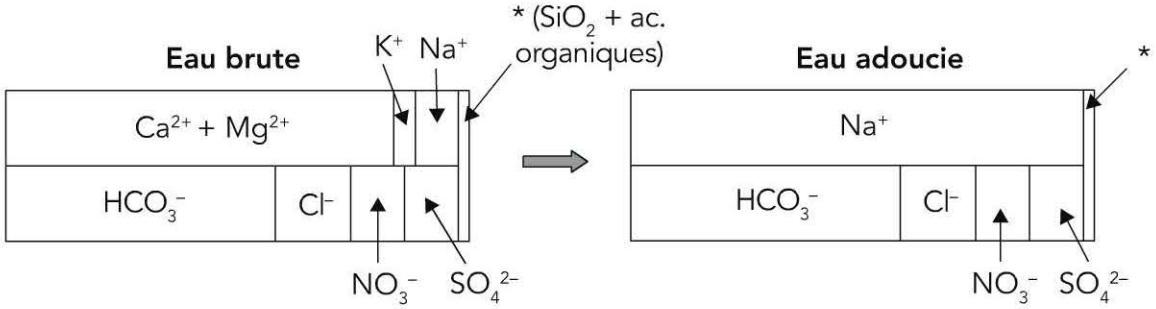


Figure 22.11 Adoucissement par échangeur de cations fortement acide.

Les conditions de fonctionnement sont les suivantes :

- hauteur minimale de résine dans le filtre 0,7 m ;
- granulométrie de la résine caractérisée par une taille effective de ≈ 0,5 mm, une taille moyenne de ≈ 0,7 mm et un coefficient d'uniformité de ≈ 1,5 (cf. F-B18) ;
- régénération par une saumure de NaCl (à saturation) sous un débit de 4 m³/h et par m³ de résine ;
- rinçage lent à l'eau brute au même débit que la régénération (10 min) ;
- rinçage rapide à l'eau brute à 10 à 30 m³/h et par m³ de résine jusqu'à $[\text{Cl}^-]_{\text{effluent de rinçage}} \leq 2.[\text{Cl}^-]_{\text{eau brute}}$;
- production d'eau adoucie à 10 à 30 m³/h et par m³ de résine ;
- soulèvement de la résine enfin de cycle pour une expansion du lit de 50 % (10 à 15 min).

Le volume d'eau traitée dépend de la qualité de l'eau brute, du volume de résine et du niveau de régénération. Par exemple, pour une régénération à 100 g NaCl par litre de résine et un TH total de l'eau brute de 27 °f, il est possible d'adoucir 150 litres d'eau par litre de résine, avec une fuite maximum de 0,1 °f en TH total.

C'est ce procédé qui est exclusivement utilisé pour l'adoucissement individuel par échange d'ions.

Copyright © 2015 Dunod.

Décarbonatation par échangeur de cations faiblement acide (résine cationique faible)

Les réactions recherchées sont :

$$2\,[\text{R-CO}_2^-\,\text{H}^+]_{\text{résine}} + [\text{Ca(HCO}_3)_2]_{\text{eau}} \leftrightarrow [(\text{R-CO}_2^-)_2\text{Ca}^{2+}]_{\text{résine}} + 2\,[\text{H}_2\text{CO}_3]_{\text{eau}}$$

$$2\,[\text{R-CO}_2^-\,\text{H}^+]_{\text{résine}} + [\text{Mg(HCO}_3)_2]_{\text{eau}} \leftrightarrow [(\text{R-CO}_2^-)_2\text{Mg}^{2+}]_{\text{résine}} + 2\,[\text{H}_2\text{CO}_3]_{\text{eau}}$$

L'échangeur d'ions est un copolymère polyacrylate de méthyle / styrène, hydrolysé, régénéré par l'ion hydrogène (cf. F-D5). Le diagramme « barre » de la figure 22.12 schématise ces réactions.

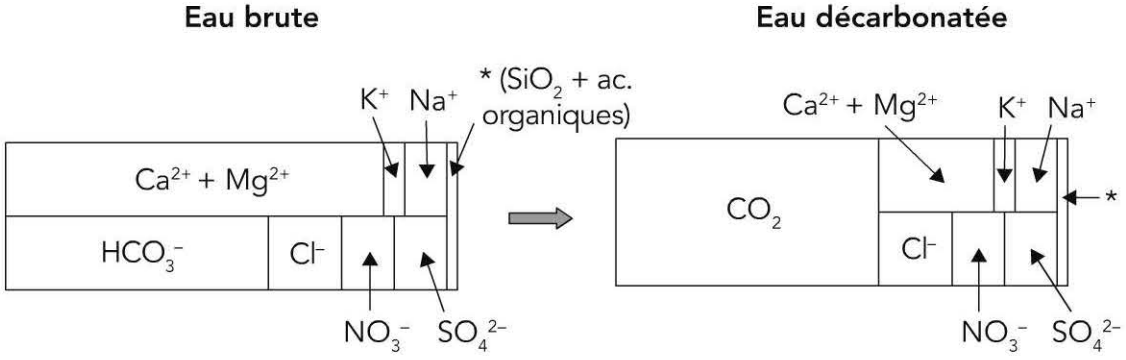


Figure 22.12 Décarbonatation par échangeur de cations faiblement acide.

Un dégazage du CO_2 produit est indispensable. Il est réalisé dans des tours à garnissage à flux d'air forcé. Ce sont donc des installations collectives, qui sont toutefois peu employées en production d'eau potable.

22.3.6 Autres procédés

Bien que peu employée, l'électrodialyse est un procédé qui permet d'adoucir et de décarbonater les eaux, tout en éliminant les autres composés minéraux principaux.

La nanofiltration, et bien évidemment l'osmose inverse, conduisent également à un adoucissement et une décarbonatation (cf. chapitre 25).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

23 Affinage par charbon actif

L'élimination des micropolluants organiques à l'état de traces (pesticides, solvants chlorés, HAP, résidus pharmaceutiques) et des matières organiques naturelles réfractaires à la clarification (potentiellement précurseurs de sous-produits de chloration), ainsi que l'amélioration des qualités organoleptiques, sont également des objectifs à atteindre lors de l'affinage des eaux destinées à la consommation humaine. L'adsorption, c'est-à-dire la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des composés dissous, permet d'atteindre ces objectifs. C'est donc une opération de finition primordiale, principalement en traitement des eaux de surface.

Bien que d'autres adsorbants soient parfois utilisés en traitement d'affinage pour éliminer certains composés minéraux gênants ou toxiques (alumine activée, oxydes de fer, échangeurs d'ions) ou les matières organiques dissoutes (résines macroporeuses), le charbon actif est le matériau adsorbant le plus utilisé à grande échelle. C'est un matériau obtenu par pyrolyse du bois, noix de coco, charbon, lignine ou autre composé organique, qui présente *in fine* un très haut degré de porosité associée à une grande surface développée.

23.1 L'adsorption : une réaction équilibrée et non instantanée

La sorption (terme plus global que « adsorption ») d'un composé chimique (dissous dans l'eau) à la surface d'un solide (comme le charbon actif) est un équilibre entre une réaction d'adsorption proprement dite et la réaction inverse de désorption, qui peut être schématisé par :

$$(\text{Sites libres})_{\text{solide}} + (\text{Soluté})_{\text{eau}} \leftrightarrow (\text{Complexes})_{\text{solide}}$$

Comme toute réaction physico-chimique réversible, cet équilibre est caractérisé par une constante d'équilibre et par des constantes de vitesse de la

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

réaction principale (adsorption) et de sa réaction inverse (désorption). Le solide (charbon actif dans notre cas) est souvent appelé « adsorbant » et le soluté (polluant ou matières organiques dissoutes dans notre cas) est parfois appelé « adsorbat ».

23.1.1 Modélisation de l'équilibre (capacité d'adsorption)

Dans les études ou tests avec charbon actif (cf. § 23.3.2), il est très fréquent d'essayer de relier la concentration à l'équilibre de complexes de surface formés sur l'adsorbant q_e et la concentration de soluté en équilibre dans l'eau C_e. La relation obtenue est appelée « isotherme d'équilibre » ou « isotherme d'adsorption », à condition que l'expérience soit effectuée à température constante. La valeur de q_e (ou quantité de polluant retenue par le charbon actif) est déduite des grandeurs connues expérimentalement par :

$$q_e = (V / m_a) \,.\, (C_0 - C_e) + q_0$$

q_e : concentration à l'équilibre de soluté (adsorbat) à la surface de l'adsorbant (µg par g d'adsorbant, ou autres unités dérivées)

q_0 : concentration de soluté initialement présente sur le solide (même unité que q_e, généralement nulle ou négligeable, sauf pour un CAP âgé)

V : volume de solution (L)

m_a : masse d'adsorbant (g)

C_0 et C_e : concentrations initiale et à l'équilibre de soluté dans l'eau (µg/L ou unités dérivées)

De très nombreuses modélisations de l'équilibre sont citées dans la littérature (cf. F-D6) à deux paramètres (ou constantes d'isotherme) ou plus. Les modèles mono-soluté sont les plus connus et les plus utilisés en eau pure et en milieu contrôlé (température, pH). Leur extrapolation aux conditions réelles n'est pas toujours facile et peut parfois conduire des surestimations importantes.

Isotherme mono-soluté de Freundlich

En traitement des eaux, c'est le modèle simple et empirique de Freundlich qui est le plus communément utilisé. On considère qu'il s'applique à de nombreux cas, notamment dans le cas de l'adsorption multicouche avec possibles interactions entre les molécules adsorbées.

$$q_e = K_F \,.\, C_e^{\,n}$$

La forme exploitée la plus courante est le tracé en échelles logarithmiques des variations de q_e en fonction de C_e :

$$\log q_e = \log K_F + n \,.\, \log C_e$$

Copyright © 2015 Dunod.

La constante K_F est relative à la capacité d'adsorption. Elle est d'autant plus élevée que la capacité d'adsorption du charbon actif est grande. La constante n donne une indication sur l'intensité de l'adsorption qui diminue avec l'augmentation de la valeur de n.

Autres isothermes mono-soluté

Le second modèle mono-soluté le plus communément utilisé est celui de LANGMUIR qui est une simple application de la loi d'action de masse. D'autres peuvent être utilisés avec succès, certains d'entre eux permettant de mieux visualiser des variations significatives des propriétés d'adsorption des charbons actifs avec la concentration initiale du soluté à retenir (cf. F-D6). Ils présentent tous une forme linéaire.

Les isothermes mono-soluté à plus de deux paramètres apportent peu d'informations complémentaires, les modèles numériques (régressions multi-paramètres) et les réseaux de neurones artificiels peuvent être utiles, à condition de disposer d'un grand nombre de données.

Tableau 23.1 Principaux modèles d'équilibre mono-soluté à deux paramètres (cf. F-D6).

Isotherme de	Expression linéaire	Tracé	Grandeurs extraites	
			Symbole	L'augmentation de la grandeur induit une
FREUNDLICH	$\log q_e = \log K_F + n \,.\, \log C_e$	$(\log q_e)$ *vs* $(\log C_e)$	K_F	↑ capacité d'adsorption
			n	↓ intensité d'adsorption
LANGMUIR	$(1/q_e) = (1/q_m) + [1 / (K_L.C_e.q_m)]$ $(C_e/q_e) = [1 / (K_L.q_m)] + (C_e/q_m)$	$(1/q_e)$ *vs* $(1/C_e)$ (C_e/q_e) *vs* (C_e)	K_L	↑ intensité d'adsorption
			q_m	↑ capacité d'adsorption
TEMKIN	$q_e/q_m = B \,.\, \log (K_T.C_e)$ avec $B = 2{,}3.(q_m.R.T)/\Delta Q$ et ΔQ = variation d'énergie d'adsorption	(q_e) *vs* $(\log C_e)$	K_T	↑ intensité d'adsorption
			q_m	↑ capacité d'adsorption
ELOVICH	$\log (q_e/C_e) =$ $\log (K_E.q_m) - q_e/(2{,}3.q_m)$	$(\log (q_e/C_e))$ *vs* (q_e)	K_E	↑ intensité d'adsorption
			q_m	↑ capacité d'adsorption

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Facteurs influençant l'équilibre d'adsorption

Quelques règles générales sur l'équilibre et la capacité d'adsorption peuvent être énoncées :

- pour un adsorbant donné, plus un composé est soluble dans l'eau, moins il est adsorbé ;
- pour un couple donné adsorbant/soluté, plus la température est élevée plus l'adsorption est faible ;
- pour un soluté donné, plus la surface spécifique de l'adsorbant augmente, plus l'adsorption est forte ;
- la présence de co-adsorbats organiques peut modifier l'adsorption du composé cible par compétition directe au niveau des sites de l'adsorbant et/ou par blocage physique qui empêche le composé cible de s'adsorber sur des sites situés en profondeur de la structure.

Tableau 23.2 Effet des caractéristiques physico-chimiques de l'eau, du charbon actif ou du prétraitement sur l'intensité de l'adsorption.

Caractéristiques	Effet sur l'équilibre et la capacité (ultime) d'adsorption	Explications
Augmentation du pH de l'eau	Diminue l'adsorption	Augmentation de la solubilité des composés organiques ionisables (MON par exemple)
Augmentation de la température de l'eau	Diminue l'adsorption(1)	Augmentation thermodynamique de l'intensité de la réaction de désorption
Présence d'une ozonation préalable	Diminue l'adsorption(1)	Diminution de la taille et augmentation de la polarité des composés organiques
Diminution du COD de l'eau	Augmente l'adsorption des micropolluants	Diminution de l'effet de compétition du COD
Augmentation de la surface spécifique du charbon actif	Augmente l'adsorption(2)	Augmentation de la porosité
Diminution de la granulométrie du charbon actif	Sans effet	C'est la vitesse d'adsorption (pour atteindre l'équilibre) qui augmente

(1) En absence de phénomène de biodégradation sur le charbon actif.
(2) À condition que la microporosité primaire (la plus petite) ne soit pas la seule augmentée.

Copyright © 2015 Dunod.

Modèles multi-solutés

Les effets de compétition sont souvent très significatifs, notamment par les matières organiques naturelles (COD). Plusieurs modèles sont parfois utilisés en R&D. Le modèle IAST (Ideal Adsorbed Solution Theory) est classiquement cité dans le premier type. Il s'appuie sur les paramètres d'isothermes mono-soluté (généralement de type FREUNDLICH) obtenus en absence de compétiteur (cf. F-D6). Ces outils peuvent simuler une compétition réelle entre plusieurs solutés dont l'intensité d'adsorption et la concentration dans l'eau sont comparables, comme la compétition entre plusieurs micropolluants organiques.

Compétition du COD

La prise en compte de l'effet compétiteur des matières organiques naturelles n'est pas aisée. Les modèles multi-solutés (comme IAST) peuvent également s'appliquer dans ce cas où l'intensité d'adsorption du composé le plus concentré (COD) est nettement plus faible que celle du composé cible à l'état de traces (micropolluant organique).

Le problème majeur de ce type de modélisation est le choix de la fraction de COD qui entre effectivement en compétition avec le micropolluant, le COD étant un mélange de composés organiques (principalement) naturels. Cette fraction dite « fortement » adsorbable ne représente en fait que 30 à 40 % du COD et peut être évaluée par tracé de l'isotherme mono-soluté de FREUNDLICH (ou autres) sur une solution de matières organiques naturelles (substances humiques par exemple) ou sur une eau exempte de micropolluants adsorbables (cf. F-D7).

23.1.2 Modélisation de la cinétique (vitesse d'adsorption)

Parmi les nombreux modèles cinétiques (cf. F-D8), c'est le modèle du pseudo-second ordre qui s'applique particulièrement bien dans de nombreux cas :

$$dq_t / dt = k_{app.} . (q_e - q_t)^2$$

q_t : concentration de soluté (adsorbat) à la surface de l'adsorbant à chaque temps t (µg par g d'adsorbant, ou autres unités dérivées)

q_e : concentration de soluté à la surface de l'adsorbant, à l'équilibre (même unité que q_t)

$k_{app.}$: constante de vitesse apparente de second ordre (g d'adsorbant par µg de soluté et par minute, si t est en minutes)

Ceci peut sembler *a priori* étrange dans la mesure où seul le réactif « adsorbant » intervient dans l'expression de la vitesse. Pour une meilleure compréhension,

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

il suffit de développer simplement l'équation cinétique ci-dessus vers la forme équivalente suivante, où les deux réactifs (adsorbant et soluté) interviennent chacun avec un ordre partiel de 1 :

$$dq_t / dt = V . (k_{app.} / m_a) . (C_t - C_e) . (q_e - q_t)$$

V : volume de solution (L)

m_a : masse de charbon actif appliquée (g)

C_t et C_e : concentrations de soluté en solution, à chaque temps t et à l'équilibre

Le produit « $V.(k/m_a)$ » devient alors une constante absolue de second ordre (L par µg de soluté et par minute, si t est en minutes), beaucoup moins dépendante des conditions initiales. Sa valeur dépend de nombreux facteurs (nature du soluté, type et forme du charbon actif, température, pH, présence de compétiteur).

Remarque

La cinétique sur charbon actif en grains est nettement plus lente qu'avec le même charbon actif en poudre mais, à long terme, les capacités sont comparables.

23.2 Le matériau charbon actif

Le principal adsorbant utilisé en traitement de finition des eaux destinées à la consommation humaine est le charbon actif, sous forme de poudre, de grains.

23.2.1 Origine et fabrication

Séchage et carbonisation de la matière première

Les matériaux de base pour fabriquer un charbon actif sont naturels (tourbe, lignite, anthracite, bois, noix de coco, etc.). Les procédés industriels de production comportent généralement trois étapes. Les deux premières étapes sont le séchage de la matière première (à 170 °C) puis la carbonisation sous atmosphère inerte (entre 400 et 600 °C durant 5 à 6 h). Les atomes de carbone restants à ce stade sont regroupés en feuillets laissant ainsi des interstices entre eux. La porosité reste toutefois primaire et rudimentaire et n'est que de quelques m^2/g, de par la présence de structures carbonées désorganisées.

Copyright © 2015 Dunod.

Activation physique ou chimique

Il faut une activation supplémentaire qui constitue la troisième étape et dont le but est de supprimer ces structures désorganisées et d'augmenter le volume des pores. Il existe deux procédés d'activation :

- l'activation physique qui consiste en une oxydation thermique (750 à 1 000 °C pendant 24 à 72 h) en présence d'air, de vapeur d'eau ou de dioxyde de carbone ;
- l'activation chimique qui est un traitement chimique par l'acide phosphorique (ou autres réactifs) pendant la phase de carbonisation favorisant ainsi la déshydratation la réorganisation structurale à des températures plus faibles.

Remarques

• La structure restante est constituée d'un assemblage aléatoire de « cristallites » de type graphitique. L'espace entre ces unités constitue la microporosité du charbon.

• Plusieurs groupes fonctionnels de surface persistent après activation (phénols, cycles carbonés insaturés, lactones, quinones, acides et anhydrides carboxyliques, peroxydes cycliques, etc.) et participent aux phénomènes d'adsorption.

23.2.2 Caractéristiques texturales

Les caractéristiques texturales du charbon actif jouent un rôle important au niveau des capacités et des cinétiques d'adsorption.

Porosité

Les pores sont généralement classés suivant leur taille en trois catégories, macropores, mésopores (ou pores de transition) et micropores (tableau 23.3). Les macropores sont essentiellement ouverts vers l'extérieur de la particule de charbon actif. Les pores de transition « branchés » sur les macropores contrôlent le passage des adsorbats vers les micropores.

Remarque

La taille des bactéries (> 0,2 µm) ne leur permet pas de pénétrer dans les micropores et les mésopores.

Aire massique ou surface spécifique

La capacité d'adsorption d'un charbon actif dépend de sa surface disponible pour l'adsorption. Les macropores et mésopores ne participent pas à la rétention

Copyright © 2015 Dunod.

des petites molécules mais sont un passage obligé pour accéder aux micropores. C'est donc la surface développée de ces derniers qui est importante même si elle n'est pas toute disponible.

Par définition, la surface spécifique est une aire massique (en m^2/g). Son estimation est conventionnellement fondée sur des mesures de la capacité d'adsorption monocouche, q_m de LANGMUIR, de l'adsorbant pour un soluté donné (cf. § 23.1.1).

Les charbons actifs présentent une surface spécifique de 700 m^2/g au minimum, qui peut atteindre 2 000 m^2/g, très majoritairement dans les micropores.

Tableau 23.3 Principales caractéristiques texturales des charbons actifs.

Pores	Diamètre (nm)	Volume (cm^3/g)	Aire massique (m^2/g)
Macropores	25 ou 50 < d < 2 000	0,2 à 1	0,5 à 2
Pores de transition ou mésopores	1,8 ou 2 < d < 25 ou 50	Dépend de la définition et de la méthode utilisées	Dépend de la définition et de la méthode utilisées
Micropores secondaires	0,8 < d < 1,8 ou 2	0,4 à 0,6 (dont 60 à 90 % dans les micropores primaires	700 à 1 000 (80 à 90 % de la porosité totale)
Micropores primaires	d < 0,8		

23.2.3 La morphologie (CAG/CAP)

Le CAG présente des caractéristiques morphologiques comparables à celles du sable utilisé dans le procédé de filtration en profondeur, c'est-à-dire une taille effective de l'ordre de 0,6 à 0,8 mm et un coefficient d'uniformité de 1,7 à 1,9 (cf. F-B18). Sa densité apparente en lit tassé est de 0,4 à 0,5 (selon le matériau d'origine) et de 0,35 à 0,45 en lit détassé.

Le CAP est une poudre de taille généralement comprise entre 6 et 50 µm (taille < 5 µm déconseillée) qui est injectée sous forme d'une suspension (de 30 à 50 g/L).

Copyright © 2015 Dunod.

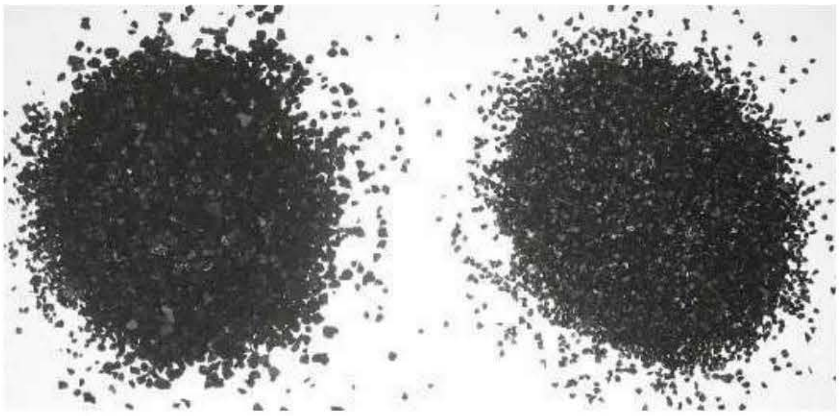


Figure 23.1 Charbons actifs en grains.

23.3 Les objectifs recherchés et le choix du charbon

Le traitement d'affinage des eaux destinées à la consommation humaine fait très souvent appel à l'utilisation du charbon actif.

23.3.1 Objectifs recherchés

Les objectifs recherchés sont multiples :

- l'élimination des micropolluants organiques peu solubles dans l'eau (mais à l'état de traces) est généralement l'objectif prioritaire ;
- l'élimination des goûts et odeurs dus à la présence de certains composés organiques (géosmine et 2-méthylisobornéol pour les plus connus) est un autre objectif traditionnel ;
- l'élimination du COD résiduel par adsorption et par biodégradation est de plus en plus recherchée, notamment pour diminuer le potentiel de formation de sous-produits de chloration ;
- accessoirement, d'autres objectifs peuvent être recherchés comme l'élimination des toxines d'algues, la réduction des oxydants résiduels (chlore libre, ozone ou permanganate de potassium qui sont rapidement réduits), voire l'élimination du dioxyde de chlore en excès et des chlorites formés, mais pas des bromates trop stables.

23.3.2 Sélection d'un charbon actif

Le choix du charbon est toujours délicat. Les caractéristiques données (aire massique, microporosité, indice d'iode, coût, friabilité, etc.) par les fabricants sont

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

des critères de choix pas toujours adaptés. Il faut absolument s'appuyer sur des tests les plus proches possibles du site étudié et de l'objectif recherché.

Choix du CAP et estimation de sa dose

Le test d'isotherme d'adsorption (ou d'équilibre) est couramment pratiqué, il consiste à :

- mettre en contact plusieurs volumes identiques d'eau avec des masses croissantes de CAP ;
- agiter convenablement jusqu'à ce que l'équilibre soit (presque) atteint (au moins 2 h) ;
- prélever un échantillon et le filtrer sur membrane de laboratoire ;
- doser la concentration résiduelle en polluant (ou COD) à l'équilibre ;
- interpréter par l'isotherme de FREUNDLICH et autres formes (l'isotherme de TEMKIN est intéressant) ;
- comparer les valeurs des constantes obtenues.

Un test de cinétique est conseillé, avec une dose de CAP intermédiaire.

Il faut expérimenter le CAP dans les conditions du site (eau en cours de traitement, température, temps de contact) ce qui nécessite des volumes d'eau importants (50 à 100 L) de façon à ne pas avoir à introduire des doses de CAP trop faibles (et peu représentatives). Un léger dopage en polluant peut être effectué, en gardant à l'esprit que de trop fortes concentrations en polluant peuvent complètement changer la capacité, surtout en absence de compétiteur (cf. F-D6).

Choix du CAG et estimation de sa durée de fonctionnement

Les tests d'isotherme d'adsorption sont presque inutiles dans ce cas, à cause des effets « vitesse de filtration » et « biodégradation ».

La façon la plus efficace d'évaluer les performances d'un CAG est de réaliser des tests pilotes sur site. Ce sont des essais longs, coûteux et parfois difficiles à interpréter compte tenu, entre autres, des variations de charges. Un test accéléré en mini-colonne est utilisé par certains fabricants. Ce test utilise un échantillon broyé et des pompes haute pression pour assurer le flux. Son objectif est de prévoir une courbe de percée de 24-48 mois en quelques jours. L'extrapolation aux conditions industrielles n'est pas vraiment démontrée.

Copyright © 2015 Dunod.

23.4 La filtration sur charbon actif en grains (CAG)

23.4.1 Mise en œuvre et exploitation

Les filtres à CAG sont très proches des filtres à sable avec des adaptations pour matériaux légers. Ils peuvent être utilisés en premier étage (rare) ou second étage de filtration (après une filtration sur sable).

Tableau 23.4 Quelques paramètres classiques de dimensionnement des principaux filtres à CAG.

Type de filtre	Matériau filtrant (*t.e.* et *c.u.*)(1)	Hauteur de couche	Vitesse de filtration	Caractéristiques du lavage	Autres paramètres
Rapide gravitaire monocouche à forte h_{eau} (2) en 1er étage	• CAG (*t.e.*=0,9 à 1 mm)	1 à 2 m	7 à 20 m/h	• air (55 à 70 m/h) • purge • eau seule (jusqu'à eau claire) • fréquence : 24 à 48 h	• h_{eau} = 1 m minimum
Rapide gravitaire monocouche à forte h_{eau} (2) en 2nd étage	• CAG (*t.e.*=0,6 à 0,8 mm ; *c.u.*=1,5 à 1,7)	1 à 2 m	5 à 15 m/h ou max. 12 m/h si activité biologique recherchée	• air (55 à 70 m/h) • purge • eau seule (jusqu'à eau claire) • fréquence : 1 à 2 semaines	• h_{eau} = 1 m minimum • temps de séjour en fût vide : couramment 10 à 15 min
Rapide gravitaire monocouche à faible h_{eau} (2) pour eau peu turbide	• CAG (*t.e.*=0,5 à 0,6 mm)	1 à 2 m	5 à 10 m/h		• h_{eau} < 0,5 m

(1) *t.e.* : taille effective ; *c.u.* : coefficient d'uniformité.
(2) h_{eau} est la hauteur d'eau au-dessus du lit filtrant.

Leur exploitation est comparable à celle des filtres en profondeur pour clarification (cf. § 12.2.3) avec des lavages beaucoup moins fréquents en second étage de filtration. Les contrôles à effectuer dépendent de l'objectif recherché.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les paramètres de dimensionnement les plus importants sont :

- la hauteur de couche de CAG ;
- la vitesse en fût vide de l'eau (en m/h = débit / surface de filtration) qui est parfois remplacée par le *VVH* (débit rapporté / volume de lit) ;
- le temps de contact en fût vide (en minutes = 60 / *VVH*) qui est de l'ordre du double du temps de contact réel ;
- la granulométrie du CAG.

Dans la pratique, la régénération de moins de 1 000 tonnes par an n'est pas envisageable sur le site, elle est faite chez le fabricant.

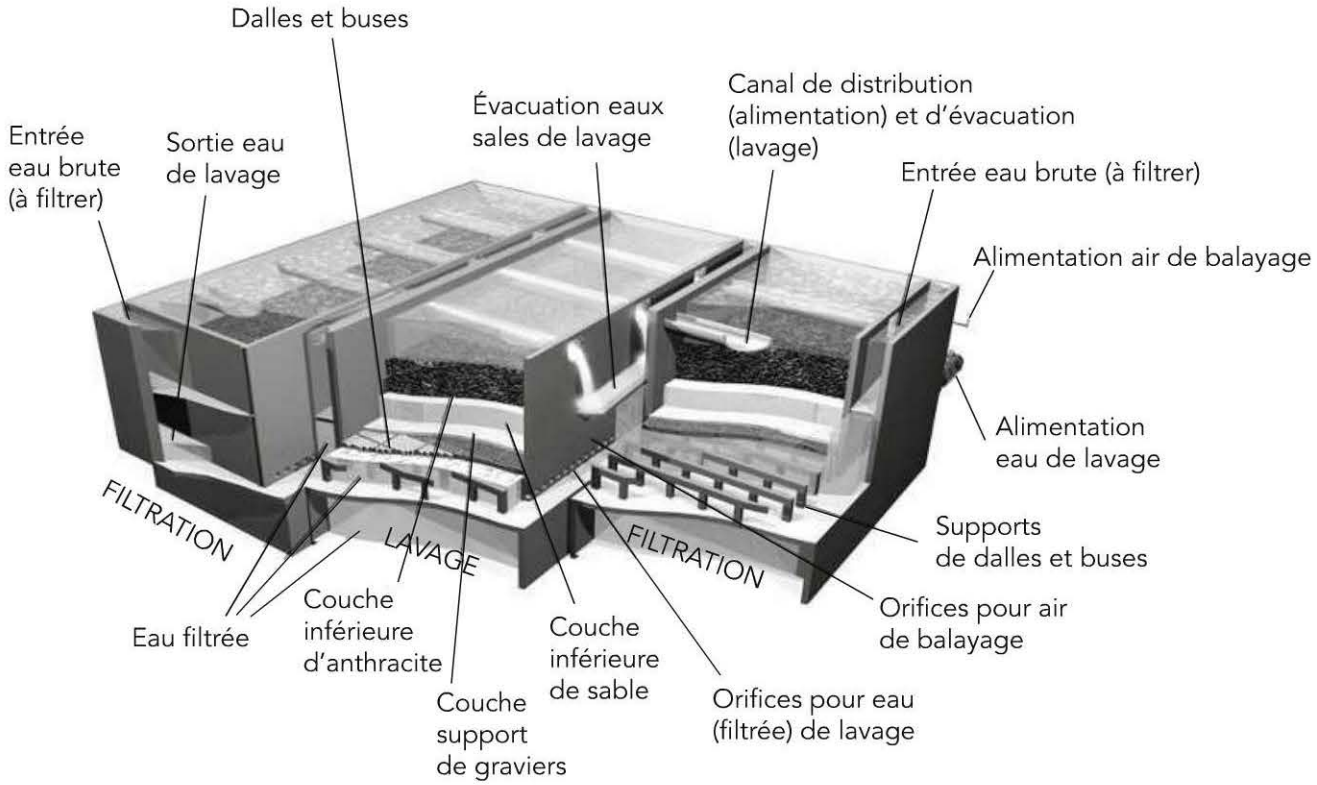


Figure 23.2 FILTRAFLO TGV CAG.

Procédé de filtration gravitaire à grande vitesse assurant un temps de contact de l'eau au sein du média granulaire (lit de charbon actif en grains de 1 à 5 m, temps de contact de 5 à 15 min, 10 à 20 m/h) pour permettre l'élimination des substances responsables des goûts et odeurs, les toxines algales, les pesticides et autres micropolluants, ainsi que le COD.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

23.4.2 Performances habituelles de la filtration CAG

Les performances à atteindre dépendent des objectifs recherchés.

Micropolluants

Le traitement d'affinage par filtration CAG était le procédé le plus courant dans les années 1990. À cette époque, les triazines étaient les micropolluants les plus

Copyright © 2015 Dunod.

suivis. Plusieurs capacités dynamiques ont été citées pour un temps de contact en fût vide de 10 à 15 min, c'est-à-dire 6 à 4 volumes d'eau/volume de CAG et par heure (cf. F-D9). En pratique, pour une eau clarifiée, la durée de fonctionnement entre deux régénérations était estimée comme comprise entre 12 et 18 mois pour ce type de pesticides, fonction du COD de l'eau, de l'origine du CAG, de la vitesse de filtration et de la présence ou non d'inter-ozonation. Il faut noter qu'un CAG saturé en mode biologique n'élimine ni l'atrazine, ni ses métabolites.

L'atrazine et ses métabolites devraient petit à petit disparaître des eaux naturelles en France, mais les connaissances acquises sur cet herbicide en filtration CAG sont un bon repère dans la mesure où de nombreux pesticides s'adsorbent mieux, notamment les urées substituées et les amides (cf. § 27.42).

Le benzène (cf. § 27.8), les HAP (cf. § 27.9), les chlorites (cf. § 27.17), le chlorure de vinyle (cf. § 27.19), le mercure (cf. § 27.33), les résidus pharmaceutiques (cf. § 27.32) sont bien éliminés par filtration CAG. Toutefois, les capacités sont faibles pour le dichlorométhane (cf. § 27.25), la microcystine LR (cf. § 27.34) et les tétra- et tri-chloroéthylènes (cf. § 27.51).

Goûts et odeurs

D'après les données disponibles, pour un temps en fût vide de l'ordre de 10 min et en absence d'autres micropolluants, un filtre CAG peut éliminer les composés sapides (de type géosmine et méthyl-isobornéol) avec une durée de vie comprise entre 2 et 4 ans. Le rôle biologique du CAG n'est pas mentionné mais participe certainement à cette élimination.

Matières organiques dissoutes (COD)

En absence de phénomènes biologiques, pour un temps en fût vide de 10 à 15 min, la durée de vie entre deux régénérations d'un CAG « abiotique » est limitée à quelques semaines (figure 23.3), durée qui dépend de la qualité de l'eau et du type de charbon actif. Toutefois, l'existence (démontrée) d'un « film » biologique homogène à la surface des CAG, avec des bactéries préférentiellement fixées dans les macropores, confère un rôle biologique au CAG qui augmente théoriquement « indéfiniment » cette durée de vie.

Après 1 000 à 2 000 h de fonctionnement, selon la température de l'eau, on peut considérer que l'équilibre biologique du filtre est atteint (bien que perturbé à chaque lavage) et une élimination de 15 à 20 % du COD total est observée. Ce résiduel d'efficacité est la conséquence de la biodégradation du CODB (cf. § 27.14), la fraction éliminée dépend principalement du temps en fût vide et de la température.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les données issues des usines et des études pilotes montrent qu'il faut s'attendre à une élimination de l'ordre de 0,2 à 0,4 mg/L du COD sous forme de CODB.

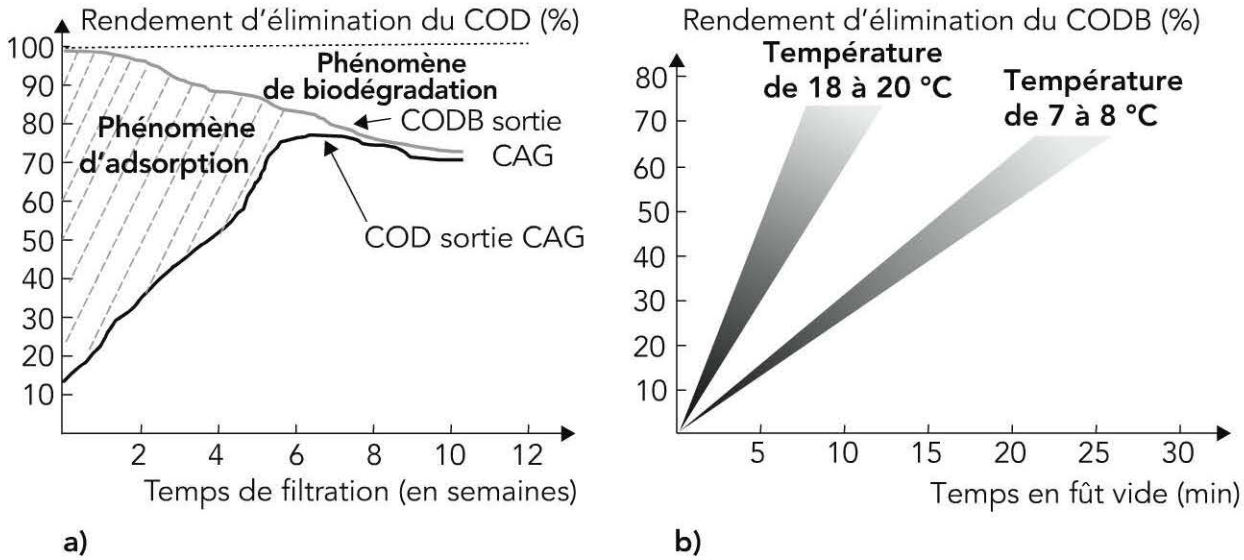


Figure 23.3 a) Allures classiques des courbes de fuite de COD et CODB en sortie de filtre CAG en cours de saturation et d'ensemencement ; b) Pourcentage du CODB classiquement éliminé par CAG ensemencé.

Remarque

La seule élimination du CODB par filtration CAG n'a que très peu d'impact (voire aucun impact) sur le potentiel de formation de THM et autres sous-produits de chloration, contrairement à l'élimination du COD par adsorption.

Azote ammoniacal (NH_4^+)

Les conditions optimales de nitrification sur les filtres CAG sont :

- un pH compris entre 7,5 et 8 ;
- une température de 25 à 30 °C (à 7 °C la nitrification est plus efficace que sur les filtres à sable, à 6 °C elle s'arrête) ;
- une macroporosité élevée sur le CAG ;
- une concentration faible en CODB (pour favoriser la présence de bactéries autotrophes) ;
- un temps de contact le plus élevé possible ;
- une absence de métaux lourds et de désinfectant.

Copyright © 2015 Dunod.

23.4.3 Inconvénients et dysfonctionnements fréquents de la filtration CAG

Les principaux inconvénients et/ou dysfonctionnements connus sont liés :

- à la friabilité du CAG pouvant conduire à l'apparition de fines particules colmatantes ;
- à la difficulté d'écrêter les pointes importantes de pollution ;
- aux phénomènes de « relargage » quand le CAG est saturé ou en approche de saturation ;
- à la formation de sous-produits d'activité biologique (nitrites par exemple) ;
- au développement de micro-organismes divers ;
- aux difficultés de régénération.

Fuite de pesticides et de leurs métabolites et sous-produits

Les pointes de pollution en pesticides (> 0,5 µg/L), ne sont pas toujours totalement « amorties » par le traitement CAG, selon son âge. Une solution est alors d'injecter du CAP en amont ou encore de mettre en œuvre un second traitement définition avec du CAP (cf. § 23.5).

L'ozonation en amont du filtre CAG peut générer certains sous-produits plus polaires difficilement adsorbables lors de ces pointes (exemple connu de la transformation de l'atrazine en déséthylatrazine moins adsorbable). La flore bactérienne peut également transformer certains pesticides adsorbés en métabolites plus polaires et favoriser ainsi leur désorption.

Formation de nitrites (NO_2^-)

En présence de nitrification sur les filtres, un arrêt prolongé (4 h ou plus) peut provoquer la formation de nitrites avec un maximum au centre du filtre (plusieurs dixièmes de mg/L). Seule une limitation de la durée des arrêts (moins de 2 h) ou la vidange du filtre pendant la période d'arrêt peut diminuer, voire empêcher, cette formation de nitrites.

Développement biologique intense

Dans certains cas, un développement excessif de protozoaires, crustacés et mollusques a été observé, pour causes conjointes de température élevée et de charge organique (ou algale) importante. Il faut dans ce cas augmenter les fréquences de lavage.

Effet de la régénération

Lors d'une régénération, il faut s'attendre à 20 % de perte de poids, à une augmentation de la taille des pores et à une diminution de la surface spécifique,

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

donc à une perte de capacité significative. Cette perte est compensée en partie par un apport de CAG neuf.

Remarque

La régénération n'est pas toujours indispensable (charbon biologique, charbon en déchloration remplacé au fur et à mesure) ou est parfois impossible (à cause de la charge minérale).

23.5 Les traitements de finition avec charbon actif en poudre (CAP)

23.5.1 Mise en œuvre et exploitation, en général

Le CAP, longtemps utilisé en situation de crise en combinaison d'une clarification (introduction en continu dans l'eau à traiter et extraction dans des boues des décanteurs), est surtout employé aujourd'hui dans des ouvrages spécialement conçus pour le traitement de finition. L'objectif prioritaire est l'élimination de la micropollution organique (lorsqu'il est utilisé en clarification ou en finition). L'objectif secondaire, de plus en plus souvent prioritaire, est l'élimination d'une partie du COD restant après clarification.

Avantages et inconvénients

Les avantages du CAP tiennent à sa grande réactivité en liaison avec la finesse de la poudre (surtout s'il est injecté en eau clarifiée), à la possibilité d'ajuster les taux de traitement en fonction de la qualité réelle de l'eau à traiter et à son coût plus faible (environ deux fois moins cher que le CAG).

Toutefois, il s'agit d'un produit salissant que les exploitants utilisent modérément, en raison des risques de bouchage des canalisations d'injection. Par ailleurs certaines DIRECCTE classent le produit dans la rubrique des solides facilement inflammables de la nomenclature des installations classées, induisant des conditions de stockage et d'utilisation contraignantes. Enfin, les phénomènes de biodégradation sont moins marqués qu'en filtre CAG et il n'est pas possible de le régénérer.

Préparation des suspensions

Stockées en sacs ou en silo (selon la taille de l'exploitation), les particules de CAP (de taille généralement comprise entre 6 et 50 µm, taille < 5 µm déconseillée) sont mises en suspension à une concentration de l'ordre de 30 à 50 g CAP par

Copyright © 2015 Dunod.

litre d'eau (« barbotine »). Il est indispensable d'acidifier l'eau de mouillage (sauf pour eau très douce à TAC < 5 °f) avec de l'acide sulfurique car le CAP est un produit alcalin qui contient de l'oxyde de calcium qui peut précipiter localement le TAC de l'eau.

23.5.2 Le CAP en clarification

Utilisé en clarification, le CAP n'est qu'un réactif d'appoint ou de crise. Il est injecté après le coagulant à des doses généralement comprises entre 10 et 25 g/m^3 (pouvant atteindre 50 g/m^3). Son utilisation dans ce cas n'est pas optimale puisque soumise à la compétition significative du COD de l'eau, avec des concentrations faibles en CAP (sauf pour les décanteurs à lits de boues).

Il faudra vraiment se méfier des capacités FREUNDLICH annoncées en isotherme, car en eau brute et dans les conditions de clarification, elles seront 500 à 1 000 fois plus faibles qu'en eau pure.

23.5.3 Les réacteurs à CAP pour traitement de finition

On peut distinguer quatre types de réacteurs à CAP pour affinage, qui allient l'adsorption (et une légère biodégradation) et la clarification :

- les réacteurs à membrane (de type CRISTAL®, OPALINE™) ;
- les réacteurs à CAP fluidisé (de type CARBOFLUX® et CARBOPLUS®) ;
- les réacteurs/décanteurs à recirculation de boues pour lequel le contact eau à affiner/CAP est mis en œuvre dans une bâche agitée en amont de la partie floculateur (de type ACTIFLO®CARB) ;
- les réacteurs/décanteurs à lit de CAP pulsé (de type PULSAZUR®).

Les paramètres d'exploitation de ces réacteurs et les performances à attendre sont présentés ci-dessous par appellation commercialisée (et par ordre alphabétique)

Procédé ACTIFLO®CARB

En traitement des eaux de surface, ce procédé se place après la décantation (ou flottation) et avant la filtration, de préférence en profondeur, voire membranaire.

C'est un décanteur ACTIFLO® (cf. § 10.1.3) auquel a été ajouté en tête (et dans un assemblage compact) un bassin de contact réacteur qui reçoit le CAP neuf et recyclé (et éventuellement la chaux), le tout agité mécaniquement. Les boues (contenant du CAP) issues du décanteur sont recyclées (*via* les hydrocyclones) en partie vers la cuve de préparation du CAP et en partie en tête de la clarification.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les conditions classiques d'exploitation sont les suivantes (mais peuvent varier d'un site à un autre) :

- CAP bois généralement préféré avec des tailles moyennes de 15 à 25 µm ;
- dose de renouvellement en CAP : 2 à 20 ppm ;
- dose de coagulant : 2 à 10 mg/L de produit technique (chlorure ferrique) ;
- dose de floculant : quelques dixièmes de mg/L (peut atteindre dans certains cas 1 mg/L) ;
- charge de CAP dans le compartiment réacteur : 1 à 2,5 g/L (jusqu'à 10 g/L) ;
- temps de contact dans le compartiment réacteur : 5 à 10 min ;
- pH optimal entre 6 et 6,8.

D'après les données disponibles, l'abattement en micropolluants est total et celui en COD de l'ordre de 1 mg/L.

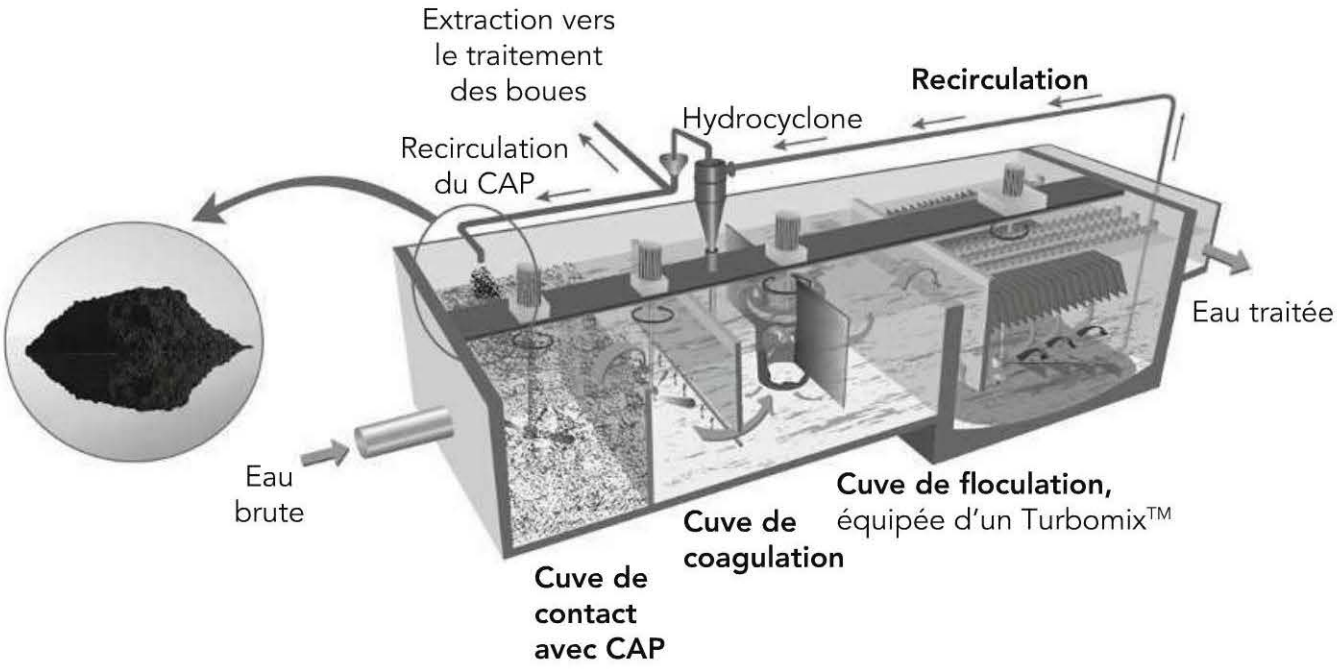


Figure 23.4 ACTIFLO®CARB.

Procédé de décantation lamellaire à floc lesté par du microsable et équipé d'une cuve de contact dans laquelle est injecté du charbon actif en poudre pour l'adsorption des matières organiques naturelles, des goûts et odeurs, des pesticides et des micropolluants émergents. Les caractéristiques de fonctionnement du procédé sont identiques à celles de l'ACTIFLO® avec une vitesse au miroir de 40 à 50 m/h. (Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

Procédés CARBOFLUX® et CARBOPLUS®

Le principe de base repose sur la mise en suspension du lit de charbon actif qui permet de rendre tous les sites d'adsorption du charbon accessibles. La surface d'échange entre l'eau à traiter et les pores du charbon est ainsi optimisée.

Copyright © 2015 Dunod.

Carboflux®

En traitement des eaux de surface, ce procédé se place entre la décantation de clarification et la filtration en profondeur ou l'ultrafiltration.

Le procédé Carboflux® intègre dans un même ouvrage un réacteur de contact où le CAP est injecté (avec du chlorure ferrique) et est mis en fluidisation (sous agitation mécanique), un floculateur avec injection de floculant et une décantation lamellaire. Les boues de décantation sont totalement recyclées dans le réacteur de contact, puis en partie purgées à sa base. Les conditions classiques d'exploitation sont les suivantes :

- CAP de taille moyenne de 15 à 35 µm ;
- dose de renouvellement en CAP : 3 à 20 ppm ;
- dose de chlorure ferrique : quelques mg/L de produit technique ;
- dose de floculant : quelques dixièmes de mg/L ;
- charge de CAP dans le réacteur de contact : entre 2 et 5 g/L ;
- temps de contact eau/CAP : 25 à 30 min ;
- temps de séjour hydraulique dans l'ouvrage : moins d'une heure ;
- temps de séjour du CAP : plusieurs jours ;
- vitesse au miroir du décanteur lamellaire : 1 m/h.

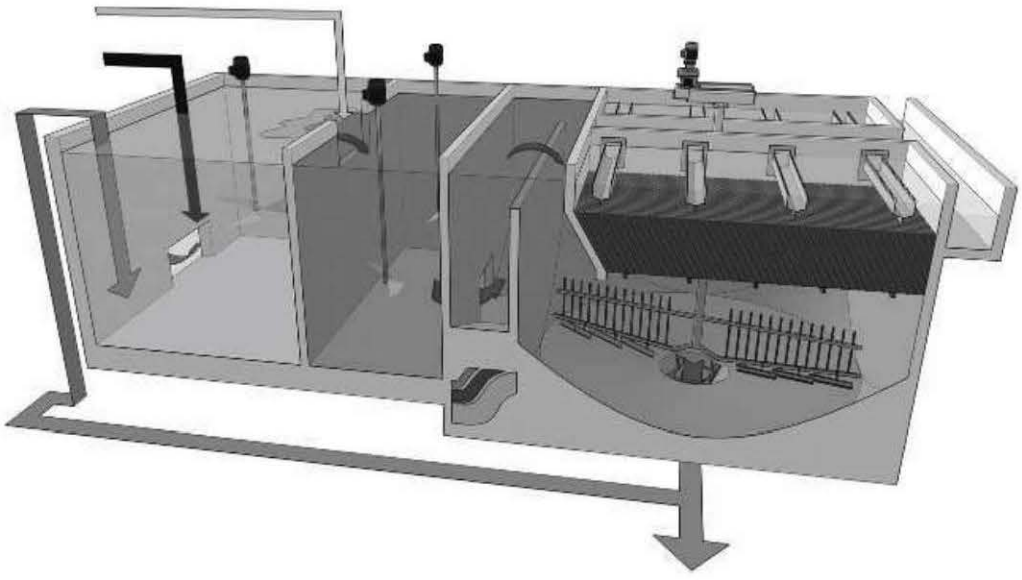


Figure 23.5 Représentation schématique du réacteur à charbon actif en poudre Carboflux® : près de 30 références en France (en 2014).
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Figure 23.6 Réacteur à charbon actif en poudre Carboflux®, usine de Bellejouane, communauté d'agglomération de Poitiers, débit : 1 500 m³/h.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Les résultats annoncés sont :

- une élimination totale des pesticides, même avec des pointes de pollution (capacité en pesticides de l'ordre de 80 à 100 mg/kg de CAP injecté) ;
- une réduction du COD réfractaire à la clarification (40 % d'abattement en UV, 30 % en COD) ;
- une élimination du CODB (< 0,2 en sortie) ;
- une bonne élimination de certains résidus pharmaceutiques (carbamazépine et caféine) mais moins bonne pour d'autres (iopromide et sulfaméthoxazole) ;
- une nitrification biologique dans le réacteur de contact ;
- une clarification supplémentaire ;
- une consommation de CAP de l'ordre de 3 à 5 mg/L quand les concentrations en pesticides sont de 1 à 3 µg/L ;
- un coût des réactifs Carboflux® représentant 8 % du total (dont 5 % pour le CAP et 2 % pour le polymère).

Copyright © 2015 Dunod.

Carboplus®

Le procédé Carboplus® P est une simplification du Carboflux®, destiné à traiter les eaux souterraines peu turbides ou assurer la finition des eaux de surface peu chargées en matières organiques. Ce procédé fonctionne sur le principe d'un lit fluidisé avec injection de polymère, dans un réacteur compact qui assure le contact avec le CAP et la séparation, l'eau traitée est évacuée en surverse. Les conditions d'exploitation conseillées sont les suivantes :

- hauteur de réacteur : 4 m ;
- CAP utilisé : densité de 1,4 minimum, taille : 200 à 600 µm ;
- vitesse ascensionnelle de l'eau : ≈ 10 m/h (8 à 15 m/h) ;
- taux d'expansion : de 50 à 250 % ;
- fuite en CAP : ≈ 1 mg/L ;
- dose de renouvellement du CAP : ≈ 10 ppm ;
- *C.t* (qui est ici défini par le produit de la concentration en CAP dans le réacteur par le temps de contact) : ≈ 70 (g/L).min.

Les performances annoncées sur une eau contenant 3 mg/L de COD sont de l'ordre de 70 à 100 % (selon le type de CAP) pour la carbamazépine et la caféine, mais moins élevées pour le sulfaméthoxazole et l'iopromide (40 à 90 % selon le CAP).

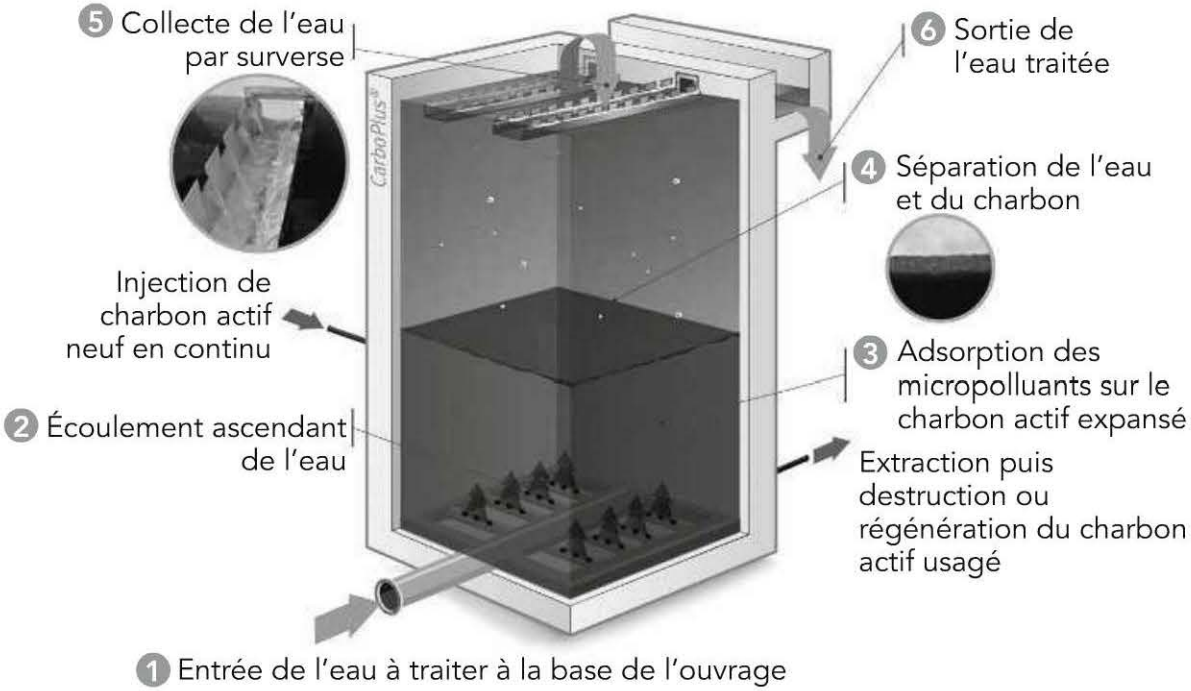


Figure 23.7 Représentation schématique du procédé à lit fluidisé de charbon actif Carboplus® : 12 références en France (en 2014).
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Figure 23.8 Procédé à lit fluidisé de charbon actif CARBOPLUS®. Goulotte de reprise des eaux affinées, usine du Longeron, SIAEP région de l'ouest de Cholet, débit : 300 m³/h.
(Illustration et légende fournies par ©Stereau)

Procédé CRISTAL®

En traitement des eaux souterraines, le procédé CRISTAL® (acronyme de « Combination of Reactors, Including membrane Separation Treatment and Adsorption in Liquid ») peut être appliqué sur l'eau brute. En traitement des eaux de surface, il est placé après la clarification, voire après l'inter-ozonation. Il combine l'adsorption et l'ultrafiltration.

Dans le procédé simple, la suspension de CAP est tamisée à 150 m et injectée dans la boucle de recirculation d'une UF à flux tangentiel ou dans un réacteur de contact situé en amont des membranes. Dans le procédé étendu, le concentrat de l'UF est réinjecté en amont du décanteur de clarification (si possible dans le lit de boues).

Les conditions classiques d'exploitation sont les suivantes :

- CAP de taille moyenne de 15 à 35 µm ;
- dose appliquée : 2 à 20 g/m³ ;
- concentration dans le réacteur : 700 mg/L ;
- seuil de coupure de l'UF : 0,01 µm ;
- lavage à contre-courant : 2 fois par heure.

Copyright © 2015 Dunod.

Les résultats annoncés sont :

- une élimination totale des pesticides ;
- une réduction du COD réfractaire à la clarification (1 mg/L en sortie pour les exemples connus) ;
- une concentration en chlore plus stable dans le réseau et une concentration en THM formés très faible (< 10 mg/L pour les exemples connus) ;
- une élimination du CODB (< 0,1 en sortie) ;
- une qualité microbiologique excellente ;
- une bonne élimination de la carbamazépine, mais moins bonne de l'iopromide.

Procédé Opaline™

Ce procédé suit un concept mixte entre Cristal® et Carboflux® en alliant l'adsorption en milieu concentré de CAP et la séparation membranaire. Les membranes de microfiltration (de type fibre creuse avec couche filtrante interne) sont directement immergées dans un réacteur au sein d'une suspension de CAP maintenue sous un débit d'air.

Procédé Pulsazur®

En traitement des eaux de surface, ce procédé se place, comme après la décantation (ou flottation) et avant la filtration. C'est un décanteur Pulsator® (cf. § 10.1.2) dans lequel le lit de boues est remplacé par un lit de CAP, ce qui lui confère un âge plus important (2 à 5 jours) que dans les ouvrages concurrents du même type.

Les conditions classiques d'exploitation sont les suivantes (mais peuvent varier d'un site à un autre) :

- CAP ultrafin avec des tailles moyennes de 5 à 10 µm ;
- dose de renouvellement en CAP : 3 à 10 ppm ;
- dose de coagulant : 2 à 10 mg/L de produit technique (chlorure ferrique) ;
- dose de floculant : 0,05 à 0,2 mg/L, ou sans floculant ;
- charge de CAP dans le compartiment réacteur : en moyenne 0,6 g/L (jusqu'à 1 g/L) ;
- vitesse ascensionnelle (au miroir) : 4 m/h minimum (sans floculant) ;
- vitesse ascensionnelle au lit de boues : 5 à 6 m/h ;
- hauteur moyenne de lit de CAP : 2 m ;
- temps de contact dans le lit de CAP : 35 min ;
- pH optimal vers 6.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les résultats annoncés sont :

- une élimination totale des pesticides (y compris AMPA) ;
- un rendement d'élimination du COD réfractaire à la clarification voisin de 35 % réduction (1 à 1,5 mg/L en sortie pour les exemples connus, selon la qualité de l'eau) ;
- une concentration en THM formés très faible lors de la chloration finale (< 10 µg/L pour les exemples connus) ;
- une élimination du CODB (< 0,1 mg/L en sortie).

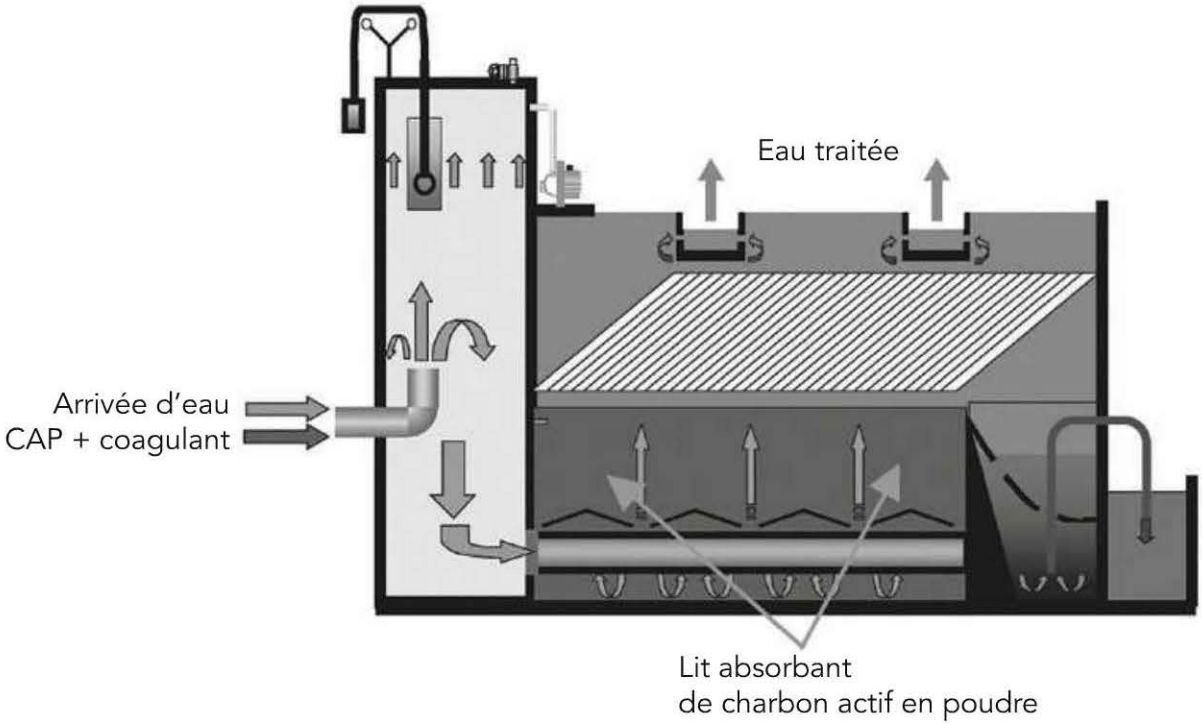


Figure 23.9 PULSAZUR™.
Décanteur lamellaire à lit de charbon actif en poudre (CAP) pulsé.
Le système à pulsation optimise la mise en contact du charbon actif
avec les matières organiques dissoutes et les micropolluants,
favorisant ainsi leur adsorption puis leur élimination
lors de la décantation lamellaire.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

Copyright © 2015 Dunod.

24 Place et rôle de l'ozonation

Le procédé d'ozonation a été décrit dans la partie C dans le contexte de son objectif principal, la désinfection. D'autres objectifs sont attendus lors de l'introduction d'une étape d'ozonation en finition. Ce chapitre les rappelle et conclut sur la nécessité ou non de conserver des étapes d'ozonation compte tenu du développement actuel des procédés physiques de désinfection (UV, MF et UF).

24.1 Préambule

La présence de bromates dans les eaux ozonées et la prise en compte de ce paramètre par les réglementations française et internationale ont conduit à l'émergence et au développement de l'utilisation de procédés de désinfection par UV depuis la fin des années 1990, procédé pas vraiment innovant mais longtemps resté dans « l'ombre » de l'ozonation.

Par ailleurs, la relative faiblesse de l'ozonation (telle que pratiquée) vis-à-vis de certains micro-organismes pathogènes (protozoaires), couplée à la problématique bromates, a contribué au développement de l'utilisation des membranes (de types microfiltration et ultrafiltration « lâche » ou « à grands pores ») pour désinfecter les eaux de surface, alors que ces procédés physiques étaient plutôt destinés initialement à traiter les eaux souterraines turbides.

Si on ajoute les connaissances acquises plus récemment sur l'efficacité de la désinfection UV vis-à-vis des protozoaires (efficacité pour laquelle il y avait encore des doutes il y a quelques années), on comprend que les responsables de la production et de la distribution d'eau se posent souvent la question de l'utilité de l'ozonation lors du traitement d'eaux de surface, malgré la notion de « multi-barrières » prônée par les constructeurs et les agences régionales de santé.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

24.2 Rôle de l'inter-ozonation et résultats attendus

L'ozonation finale, juste avant la désinfection « passive » par un réactif chloré, n'est plus pratiquée ou du moins plus prévue en dimensionnement de nouvelles filières ou d'usines en réhabilitation. Cette post-ozonation est suivie d'une autre étape de traitement par charbon actif (cf. § 23.4.1) et devient donc une inter-ozonation.

Les taux pratiqués en eau de surface clarifiée sont en moyenne de 0,5 mg O_3 par mg COD, c'est-à-dire entre 1 et 2 g O_3/m^3 d'eau. Quels sont les résultats attendus par cette étape de traitement ?

24.2.1 L'ozone désinfecte efficacement

Un *C.t* de 1,6 min.mg/L (concept de Coin de 0,4 mg/L pendant 4 min) est toujours une référence (repère) en ozonation, bien que différentes approches d'évaluation de la valeur de *t* aient remis en cause partiellement ce concept (cf. § 14.2.3 et § 19.3.1). Les valeurs de *C.t* à appliquer pour une bonne désinfection sont présentées en partie C sur la désinfection (cf. § 19.3.1).

24.2.2 L'ozone « fabrique » du CODB

Les très nombreux travaux de recherche effectués sur l'ozonation des composés organiques en solution aqueuse (contrôlée) ont montré sans ambiguïté que l'ozone attaque les sites riches en électrons et « ouvre » les doubles liaisons carbone/carbone. C'est ainsi que les molécules organiques de masse molaire élevée (substances humiques par exemple), biologiquement stables, sont « coupées » et oxygénées par l'ozone en plus petites molécules plus facilement biodégradables. Ceci s'évalue par l'augmentation du CODB (cf. § 27.14).

Dans les conditions habituellement pratiquées en inter-ozonation, cet effet bien que visible n'est pas toujours spectaculaire. L'augmentation par ozonation du CODB des eaux de surface clarifiées est au maximum annoncée comme étant doublée (0,5 à 1 mg/L), parfois moins (0,3 à 0,4 mg/L ou 1,1 à 1,7 mg/L) selon le type d'eau et le type de traitements en amont. Dans ces cas de filières, le CODB ainsi formé est ensuite éliminé par filtration sur CAG (cf. § 23.4.1).

Copyright © 2015 Dunod.

24.2.3 L'ozone oxyde de nombreuses espèces minérales

L'ozone est un oxydant puissant (E^0 = 2,07 V) capable d'oxyder de nombreuses espèces minérales présentes sous forme réduite (cf. F-C4), notamment dans les eaux profondes mais également dans certaines eaux de surface (Fe^{2+}, Mn^{2+}, AsO_3^{3-}). Ces espèces peuvent ensuite être éliminées par clarification. Les nitrites (NO_2^-) sont très rapidement oxydés par l'ozone, ce qui annule les possibilités de formation de nitrosamines (cf. § 27.35). L'ozone oxyde également les cyanures (CN^-).

24.2.4 L'ozone diminue les potentiels de formation de THM et TOX

La formation de THM (et TOX) par chloration est d'autant plus élevée que l'absorbance UV et la taille des matières organiques naturelles (composant principalement le COD) sont importantes (cf. § 17.3.3 et F-C8).

Même si l'inter-ozonation ne réduit pas ou très peu le COD, son effet est significatif sur l'absorbance UV des eaux traitées et sur la taille des matières organiques contenues dans ces eaux. Une diminution des PFTHM (et PFTOX) est un des bénéfices attendus de ce traitement, comme montré par plusieurs études de laboratoire et études pilotes.

24.2.5 L'ozone est une barrière efficace contre les micropolluants organiques

La problématique (ancienne) de l'atrazine et de son oxydation seulement partielle par l'ozone (et le radical hydroxyle issu de la décomposition de l'ozone, cf. F-C3), en déséthylatrazine (DEA), déisopropylatrazine (DIA) et hydroxyatrazine (sous-produits moins adsorbables que l'atrazine sur charbon actif) a constitué un vrai défaut d'image pour l'inter-ozonation, qui, ajoutée à la problématique bromates, a conduit les services de la santé à s'élever contre l'argument « abattement des micropolluants organiques par ozonation des eaux destinées à la consommation humaine ».

Quoi qu'il en soit, il faut vraiment reconnaître que l'ozonation est un outil utile pour abattre (souvent à plus de 95 %) les micropolluants de type pesticides (cf. § 27.42), bisphénol A, hormones et nonyphénols (cf. § 27.10) ainsi que les résidus pharmaceutiques (cf. § 27.32 et F-E3). Les études pilotes effectuées sur eau dopée sont nombreuses et la liste suivante (non exhaustive) de micropolluants organiques peut en être extraite (tableau 24.1).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Tableau 24.1 Liste non exhaustive des micropolluants réactifs (ou non) à l'ozonation.

Micropolluants réactifs ou très réactifs	Micropolluants peu ou pas réactifs
Pesticides	
Aminotriazole	Acétochlore
Bentazone	AMPA
Chlortoluron	Atrazine
Diméthénamide	Carbofuran
Isoproturon	DEA
Glyphosate	DIA
MCPA	Diuron
Sulcotrione	Éthofumésate
Résidus pharmaceutiques	
Carbamazépine	Diazépam
Diclofénac	Iopromide
Paracétamol	
Roxythromycine	
β-sitostérol	
Sulfaméthoxazole	
Hormones et autres perturbateurs endocriniens	
Bisphénol-A	Progestérone
Daidzéine	
Estriol	
Estrone	
17α-éthynylestradiol	
17β-estradiol	
Mestranol	
4-iso-nonylphénol	
Noréthistérone	
4-ter-octylphénol	
Divers	
Microcystine LR	Géosmine
Phénols	Méthylisobornéol
Chlorure de vinyle	Trichloroéthylène et Tétrachloroéthylène (sauf par stripping)
	HPA

Copyright © 2015 Dunod.

24.2.6 L'ozonation produit des bromates

La formation de bromates n'est observée qu'en inter- ou post-ozonation. Elle est due à la présence de bromures (cf. § 14.4.3). Cette formation de bromates est directement proportionnelle à la valeur du *C.t* appliqué en ozonation. La droite « BrO_3^- *vs C.t* » présente une pente qui dépend de plusieurs facteurs. Cette pente est d'autant plus élevée que la teneur en bromures, le pH et la température sont élevés. Elle est d'autant plus faible que les teneurs en ion ammonium et en matière organique sont élevées.

24.2.7 En conclusion

En absence de procédés de désinfection physique (UV, MF, UF ou NF), l'ozonation reste une étape de finition indispensable. Elle doit être couplée à un traitement aval de finition par charbon actif. En cas de présence de kystes de *Cryptosporidium* dans l'eau brute, les valeurs de *C.t* devront être augmentées (surtout en période d'eau froide) à des valeurs supérieures de 10 min. mg/L afin d'assurer environ 2 log d'abattement, qui s'additionneront aux abattements de la clarification (cf. § 16.3). Dans ce cas, on essaiera d'imposer un faible pH d'ozonation (pH < 7 si possible) pour limiter la formation de bromates.

En présence d'une désinfection physique par UV ou par filtration membranaire, l'inter-ozonation n'est pas indispensable, mais son utilisation peut être quand même argumentée en tant que « barrière » supplémentaire, diminuant le potentiel de formation de THM (et TOX) et contribuant à l'abattement de nombreux micropolluants organiques dont on ne connaît pas toujours les sous-produits d'ozonation (nature, toxicité et adsorbabilité).

24.3 La pré-ozonation est-elle justifiée ?

Depuis la suppression (ancienne) de la pré-chloration sur les usines, la pré-oxydation est toujours pratiquée, soit avec le dioxyde de chlore (avec le problème de chlorites), soit avec l'ozone (sans problème de bromates à ce niveau du traitement). Est-ce vraiment utile ?

La pré-ozonation a fait l'objet de quelques études pas toujours démonstratives sur l'amélioration de l'efficacité de la clarification hors période algale (gain de 0,2 à parfois 0,5 NFU sur l'eau décantée). En période algale, les résultats sont plus probants avec une augmentation de la vitesse ascensionnelle des décanteurs, un gain de réactif en coagulation et une augmentation significative de la durée de fonctionnement des filtres.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

L'élimination des algues est en effet le résultat principalement recherché, avec un doute sur la libération de toxines, phénomène non observé sur le terrain, probablement parce que les microcystines sont hautement réactives avec l'ozone.

Les doses pratiquées sont comprises entre 0,8 et 1,2 g O_3/m^3.

Copyright © 2015 Dunod.

25 Nanofiltration

Le procédé de nanofiltration est peu utilisé en traitement des eaux douces. On peut citer une importante installation de traitement de finition d'eau de surface très connue en France (usine de Méry-sur-Oise) et certains autres cas particuliers pour l'élimination des sulfates par exemple. La théorie et la mise en œuvre de ce procédé sont très proches de celles de l'osmose inverse. Il a été choisi de ne pas les développer dans cet ouvrage, le lecteur pourra se reporter à d'autres sources. Seules quelques données sur le procédé et les principales performances sont présentées ici.

25.1 Le procédé de nanofiltration (NF)

C'est un procédé à membrane dont le seuil de coupure *SC* est aux environs de 200 daltons (200 g/mol). De nombreux composés organiques et minéraux vont donc être retenus (par mécanismes de solubilisation/diffusion et partiellement capillaire), ainsi que la totalité des micro-organismes, bien que le rôle de la NF ne soit pas de désinfecter. Les membranes sont toujours organiques composites (à base principalement d'acétate de cellulose ou de polyamide) et généralement en module spiralés (cf. § 25.5), disposés dans des tubes de pression, eux-mêmes placés dans différents étages de filtration en parallèle et en série. Les valeurs des pressions transmembranaires sont élevées et un système de pompe haute pression à débit constant (donc à variateur de fréquence) doit être utilisé.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Figure 25.1 Installation de nanofiltration.
La NF est une technique de filtration utilisant des membranes dont la porosité est de l'ordre du nanomètre. Fonctionnant à une pression de 12 à 15 bar, intermédiaire entre celles requises pour l'ultrafiltration et l'osmose inverse, cette technique permet l'abattement des chlorures, des sulfates (à 95 %) et la réduction à plus de 85 % des substances organiques dissoutes et des micropolluants.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

25.2 Le prétraitement, décrit comme la clé du succès

Les caractéristiques suivantes de l'eau à nanofiltrer doivent être respectées :

- turbidité < 0,2 voire 0,1 NFU ;
- nombre de particules de 1,5 µm < 200 particules/mL ;
- indice de colmatage ou SDI ≤ 3 (cf. § 8.2.1) ;
- germes totaux < 50/mL ;
- absence d'algues ;
- absence d'oxydant ;
- COD < 3 mg/L ;
- Fe et Al < 100 µg/L (20 µg/L de préférence), ortho PO_4^{3-} < 0,5 mg/L (0,1 mg/L de préférence).

Copyright © 2015 Dunod.

Une filière complète incluant une clarification, avec éventuellement une désinfection (ozonation ou désinfection UV) est donc indispensable en amont quand il s'agit de finir le traitement d'une eau de surface par nanofiltration. Il faut également prévoir une pré-filtration (par MF) pour protéger les membranes de NF. Par ailleurs l'injection d'un séquestrant (hexamétaphosphate de sodium) et une acidification à pH < 7 (H_2SO_4 ou HCl) sont nécessaires.

25.3 Les performances

Les performances de ce traitement de finition sont, bien évidemment, exceptionnelles, au niveau de l'élimination des matières organiques naturelles (85 à 90 % du COD, > 95 % du CODB et de la demande en chlore, > 90 % du potentiel de formation de THM) et pour une grande majorité de micropolluants organiques (> 95 % d'élimination, sauf pour certains pesticides comme le diuron et la DIA) et les microcystines. Les métaux lourds sont largement retenus (> 90 % pour Cd, Pb, Hg, Al) ainsi que l'arsenic (50 à 100 %), le sélénium, les perchlorates et les éléments radioactifs.

Les borates et les nitrates ne sont éliminés que partiellement, au maximum 20 % et 40 % respectivement, voire moins avec certaines membranes (NF200 par exemple), alors que les sulfates sont éliminés à plus de 95 %.

25.4 La nécessité de post-traitements

La NF est appelée également adoucissement membranaire, puisque les taux de rejet du TH et du TAC sont de l'ordre de 90 % (avec NF70) ou de l'ordre de 50 % (avec NF200). Il est donc nécessaire de remettre l'eau nanofiltrée à l'équilibre calco-carbonique, en utilisant par exemple le CO_2 présent dans le perméat. Une légère désinfection passive par le chlore ou l'eau de Javel doit également être pratiquée.

25.5 La nanofiltration en tête de filière ?

Le remplacement de la clarification conventionnelle par la nanofiltration commence à faire l'objet d'études à l'aide de nouvelle famille de membranes en fibres creuses adaptées au traitement direct de l'eau brute. Ces membranes sont à base de polyéthersulfone avec des seuils de coupure de 200 à quelques milliers de daltons. Avec un seuil de coupure de 1 000 daltons, des essais récents sur pilote et sur eau de retenue ont conduit à des performances supérieures à celles obtenues en clarification conventionnelle, avec une diminution de la conductivité seulement de 10 à 20 % (sauf pour les sulfates, 50 %).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

Sources et supports

Ouvrages

M. Dore. *Chimie des oxydants et traitement des eaux*, Tec&Doc (Lavoisier), 1989.

Degrémont Suez. *Mémento technique de l'eau*, 10e édition française, 2005.

J.P. Duguet (coordonnateur) et coll. *Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine*, ASTEE, travaux de la commission « Distribution de l'eau » de l'ASTEE, 1re édition, 2006.

L. Sigg, P. Behra, W. Stumm. *Chimie des milieux aquatiques*, 4e édition, Dunod, 2004.

J. Rodier, B. Legube (coordonnateur), N. Merlet et coll. *L'analyse de l'eau*, 9e édition, Dunod, 2009.

Autres supports

P. Aptel. « Filtration membranaire – Applications en traitement des eaux », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Chimie verte »), référence J 2 794.

J. De Laat. Cours « Adsorption sur charbon actif », formation ingénieur de l'ENSI-Poitiers (non publié).

H. Godart. « Eaux de distribution – Traitements unitaires », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence C 5 200.

Principaux articles et textes de conférences (en langue française)

Extraits des revues *Techniques, Sciences, Méthodes* (TSM) et *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* (EIN), des recueils de conférences des « Journées Information Eaux de Poitiers (JIE), ainsi que des conférences de stage de formation permanente APTEN-Poitiers.

Mise à l'équilibre

C. Lahitte, C. Meignen. « La solution Erca pour résoudre les problèmes de tartre à Donnery », JIE, 2000, conf. 18, 11 p.

H. Francy-Chausson, G. Bancon, J. Baron, C.-J. Meignen. « Un nouveau procédé de décarbonation par voie électrolytique », TSM, 2003, n° 11, p. 79-86.

J. Jaeger, S. Oberti, L. Guichot, J. Baron. « Comparaison de traitements utilisés pour limiter la corrosivité des eaux douces dans les réseaux de distribution d'eau potable », TSM, 2006, n° 12, p. 83-96.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

R. Fromentin, V. Gruncik, A. Maheu, S. Tenas, L. Diaz, N. Kramadhati. « L'impact d'un lait de chaux haute réactivité sur la décarbonatation de l'eau potable : amélioration des performances techniques et économiques », EIN, 2009, n° 326, p. 101-106.

F. Harang, A. Paul, Y. Kergoat. « Amenées à l'équilibre calco-carbonique des eaux agressives : une transition maîtrisée », EIN, 2011, n° 346, p. 105-109.

E. Tripard, S. Neaud. R. Clemenceau. « Décarbonatation combinée à une décantation lestée sur une eau de forage », JIE, 2012, conf. 2, 11 p.

J. Perot. Cours « Reminéralisation », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Adsorption sur charbon actif

Études sur CAP (en eau pure ou en clarification)

M.-J. Pardos, P. Roche, C. Dagois, J.-M. Philipot. « Élimination de l'atrazine par adsorption sur charbon actif : modélisation du phénomène », TSM, 1994, n° 7/8, p. 427-429.

C. Piet, S. Peltier, J.-Y. Gaubert, D. Gatel, J. Cavard. « Élimination par le CAP de l'atrazine et de la DEA », TSM, 2002, n° 3, p. 43-48.

P. Charles, A. Bruchet, C. Campos, I. Baudin, J. Moles, V. Bonnelye. « Traitabilité des pesticides émergents par adsorption sur charbon actif », JIE, 2002, conf. 28, 13 p.

F. Al Mardini. *Étude de l'adsorption du pesticide Bromacil sur charbon actif en poudre en milieu aqueux – Effet compétiteur des matières organiques naturelles*, thèse soutenue le 16 septembre 2008, Université de Poitiers.

L. Durand-Bourlier. « Optimisation de l'utilisation du charbon actif pour l'affinage des eaux », JIE, 2012, conf. 7, 12 p.

J. De Laat. Cours « Adsorption sur charbon actif : généralités et applications en traitement des eaux de distribution », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Filtration sur CAG (études sur pilote et en usine)

P. Bouillot, P. Servais, G. Billen, Y. Levi. « Élimination du CODB durant la filtration biologique sur charbon actif en grains », TSM, 1991, n° 9, p. 418.

A. Montiel, B. Welte. « Élimination du CODB par un procédé de traitement biologique dans une filière de traitement d'eau potable », TSM, 1991, n° 9, p. 427.

M. Capellier, A. Deguin. « Application de la mesure du CODB : devenir du CODB au cours du traitement et dans le réseau de distribution », TSM, 1991, n° 9, p. 429.

J. Perot, A. Deguin, F. Nauleau. « Élimination des pesticides dans les eaux souterraines par adsorption sur charbon actif et résines XAD », JIE, 1992, conf. 14, 15 p.

J.-L. Walther, D. Juif, D. Urfer, D. Gretillat. « Traitement de l'eau au charbon actif en grain : le procédé Luca », JIE, 1992, conf. 15, 9 p.

J.F. Nakache, L. Hahn, F. Nauleau. « CODB : élimination sur filtre CAG à différents stades de saturation et évolution dans le réseau de distribution », JIE, 1994, conf. 12, 23 p.

A. Duran-Moreno, G. Martin, A. Bouzaza. « Comparaison de techniques d'observation au microscope électronique à balayage de charbon actif en grains présentant une activité biologique », JIE, 1996, conf. 8, 10 p.

B. Pinker, B. Henderson. « L'influence de la matière première sur les performances du charbon actif en grain utilisé pour le traitement de l'eau potable », JIE, 1996, conf. 9, 10 p.

R. Brunet, M.-J. Gourmaud, B. Rech. « Élimination de micropolluants organiques dans les eaux souterraines par filtration sur charbon actif – Comparaison de l'efficacité de différents charbons », JIE, 1996, conf. 11, 20 p.

P. Cote, C. Lelievre, C. Moulin, S. Toussaint. « Comparaison entre la filtration CAG et la nanofiltration pour l'affinage d'une eau de surface », JIE, 1996, conf. 14, 8 p.

A. Montiel, B. Welte, P. Mancolin, A.-M. Dupre. « Étude du relargage des nitrites des filtres à charbon actif en grains », TSM, 1997, n° 7/8, p. 3-8.

P. Laurent, A. Andersson, A. Kihn, M. Prevost, P. Servais, G. Dagois. « Optimisation de la nitrification dans les filtres CAB utilisés pour le traitement de l'eau potable », JIE, 1998, conf. 27, 14 p.

Copyright © 2015 Dunod.

R. Brunet, S. Gillis, M.-J. Gourmaud, N. Vandier. « Élimination de pesticides par filtration d'eaux souterraines sur charbons actifs en grains. Résultats d'études pilotes », JIE, 1998, conf. 79, 16 p.

A. Montiel, B. Welte. « L'affinage d l'eau par filtration sur charbon actif en grains. Les contraintes imposées par cette étape de traitement », TSM, 1999, n° 9, p. 49-55.

P. Roche, C. de Traversay. « Gestion de l'étape de filtration sur charbon actif en grains pour l'élimination de l'atrazine et ses sous-produits », TSM, 2002, n° 3, p. 69-79.

C. Boucherie, C. Lecarpentier, N. Fauchon, M. Djafer, V. Heim. « Quels impacts de l'association "Ozone" et "Filtration CAG" sur l'élimination des micropolluants émergents », JIE, 2008, conf. 22, 10 p.

J. De Laat. Cours « Adsorption sur charbon actif : généralités et applications en traitement des eaux de distribution », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Réacteurs à CAP

T. Lebeau, C. Machinal, S. Rene, J. Morvan, D. Cleret, P. Cote. « Filtration sur membranes immergées pour la production d'eau potable : combinaison avec du CAP pour l'élimination de la matière organique et des micropolluants », JIE, 1998, conf. 29, 14 p.

L. Kiene, M.-R. Chevalier, C. Anselme. « Usine de Vigneux/Seine : affinage par Cristal – Impact sur le réseau de distribution », JIE, 1998, conf. 30, 8 p.

C. Campos, S. Robert, I. Baudin, L. Kiene, J.-M. Laine. « Impact d'un traitement d'ultrafiltration avec charbon actif sur la stabilité organique et biologique de l'eau dans un réseau de distribution », JIE, 2000, conf. 16, 13 p.

M.-C. Huau, J. Perot, M. Riotte, F. Nauleau. « Carboflux® : un nouveau procédé avec charbon actif fluidisé », JIE, 2000, conf. 19, 11 p.

C. Campos, I. Baudin. « L'élimination des pesticides par le procédé Cristal », TSM, 2002, n° 3, p. 49-53.

M.-C. Huau, J.-L. Almayrac, J. Perot, M. Riotte, F. Nauleau. « Optimiser le traitement de potabilisation par l'association de Carboflux® et de membranes UF : le Carbo RM® », TSM, 2002, n° 3, p. 54-59.

J. Perot, M.-C. Huau, M. Riotte, F. Nauleau. « Le recyclage du charbon actif en poudre par le Carboflux® », TSM, 2002, n° 4, p. 60-66.

J. Perot, J.-L. Almayrac, M. Riotte, F. Nauleau. « Combinaison de la filtration UF au procédé Carboflux® en traitement d'eau superficielle : diagnostic et performances sur une eau de retenue à forte pollution organique », JIE, 2002, conf. 27, 12 p.

M.-L. Janex-Haribi, A. Bruchet, T. Ternes. « Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus pharmaceutiques », TSM, 2004, n° 11, p. 59-67.

J. Perot, S. Fleury, F. Nauleau. « Le procédé Carboplus®, un nouveau concept de traitement au charbon actif fluidisé. Application à l'élimination des solvants chlorés », TSM, 2006, n° 2, p. 49-54.

R. Treguer, A. Couvert, D. Wolbert, A. Tazi-Pain, A. Crocq. « Étude d'un procédé hydride membranes / CAP pour l'élimination des matières organiques dissoutes », JIE, 2006, conf. 37, 12 p.

J. Perot, F. Nauleau, S. Fleury. « Élimination des micropolluants organiques par une nouvelle technologie à base de charbon actif : application à l'élimination des solvants chlorés », JIE, 2006, conf. 50, 9 p.

K. Gaïd, P. Sauvignet, A. Tazi-Pain, B. Houssais. « Les réacteurs à CAP "Multiflo® / Actiflo®" : un plus pour l'élimination des pesticides et matières organiques », EIN, 2007, n° 307, p. 51-58.

P. Sauvignet, C. Mechouk. « Élimination de la matière organique naturelle (MON) utilisant Actiflo Carb sur une eau alluviale de Loire », JIE, 2010, conf. 66, 14 p.

S. Blondeau, S. Piel, J. Perot, F. Nauleau. « Performances des traitements de potabilisation vis-à-vis des produits pharmaceutiques », JIE, 2012, conf. 5, 13 p.

L. Durand-Bourlier. « Le Pulsazur™ : réacteur haute performance pour l'élimination des matières organiques et des micropolluants », EIN, 2012, n° 349, p. 51-56.

J. De Laat. Cours « Adsorption sur charbon actif : généralités et applications en traitement des eaux de distribution », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Ozonation (en finition)

Cf. partie C (Sources et supports) pour la désinfection par l'ozone et la mise en œuvre de l'ozonation.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

A. Montiel, B. Welte. « Élimination du CODB par un procédé de traitement biologique dans une filière de traitement d'eau potable », TSM, 1991, n° 9, p. 427.

M. Capellier, A. Deguin. « Application de la mesure du CODB : devenir du CODB au cours du traitement et dans le réseau de distribution », TSM, 1991, n° 9, p. 429.

O.D. Schneider, M.R. Colins, R.R Sharp, J.K. Schaffer. « Amélioration de la stabilité biologique de l'eau : utilisation de l'ozone couplée à la filtration sur charbon actif », JIE, 1998, conf. 6, 12 p.

R. Seux. « Prévention de la contamination des eaux d'alimentation par les pesticides et procédés de traitement disponibles – Position du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France », JIE, 2000, conf. 5, 5 p

M.-L. Janex-Haribi, A. Bruchet, T. Ternes. « Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus pharmaceutiques », TSM, 2004, n° 11, p. 59-67.

P. Roche, A.-S. Lescourret, H. Suty. « Traitabilité de composés phytosanitaires sur une filière de traitement », JIE, 2004, conf. 32, 15 p.

C. Boucherie, C. Lecarpentier, N. Fauchon, M. Djafer, V. Heim. « Quels impacts de l'association "Ozone" et "Filtration CAG" sur l'élimination des micropolluants émergents ? », JIE, 2008, conf. 22, 10 p.

Nanofiltration

R. Boussahel, A. Montiel, S. Bouland. « Élimination des pesticides par nanofiltration », JIE, 2000, conf. 15, 13 p.

M. Faivre, S. Dard, N. Tanghe, V. Kopp, K. Agbekodo. « Élimination de la matière organique des eaux à potabiliser par nanofiltration », JIE, 1992, conf. 9, 13 p.

P. Cote, C. Lelievre, C. Moulin, S. Toussaint. « Comparaison entre la filtration CAG et la nanofiltration pour l'affinage d'une eau de surface », JIE, 1996, conf. 14, 8 p.

A. Boireau, M. Benezet-Toulze, J. Cavard, J. Ledion, P. Leroy, D. Gatel. « Impact de l'eau nanofiltrée vis-à-vis des matériaux constitutifs des réseaux de distribution. Point des recherches en cours sur réseau expérimental », TSM, 1998, n° 2, p. 69-81.

R. Boussahel, M. Baudu, A. Montiel. « Essais d'élimination de quelques herbicides présents dans l'eau par nanofiltration », TSM, 2001, n° 4, p. 49-54.

F. Lefort, G. Randon, J.-M. Mongin, D. Le Maux. « La nanofiltration : un procédé bien adapté à la problématique des eaux bretonnes. Le traitement combiné des pesticides, des nitrates et de la matière organique », TSM, 2002, n° 3, p. 60-68.

E. Wittmann. « Élimination des micropolluants organiques par nanofiltration et osmose inverse », JIE, 2002, conf. 29, 4 p.

M.-L. Janex-Haribi, A. Bruchet, T. Ternes. « Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus pharmaceutiques », TSM, 2004, n° 11, p. 59-67.

C. Breda, Cours « Les procédés à membranes en eau potable », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

S. Blondeau, J. Perot, F. Nauleau, C. Dinaux, F. Knops. « Clarification d'une eau eutrophe par nanofiltration sur membrane Pentair X-Flow HFW 1000 », JIE, 2014, conf. 6, 12 p.

C. Lefort, A. Lang, K. Kecili, C. Feliers. « Optimisation de l'exploitation des membranes de nanofiltration », JIE, 2014, conf. 9, 18 p.

Copyright © 2015 Dunod.

E

COMMENT SATISFAIRE AUX PARAMÈTRES DE QUALITÉ ?

Copyright © 2015 Dunod.

La France compte environ 3 000 stations d'eau potable et plus de 560 000 km de réseau à entretenir. Il est donc normal que des non-conformités soient de temps en temps détectées. On estime en effet qu'une partie de l'ordre de 4 % de la population est confrontée à des dépassements significatifs de paramètres microbiologiques. Pour les paramètres chimiques, les non-conformités sont bien évidemment plus nombreuses compte tenu, d'une part, du grand nombre de paramètres à satisfaire et, d'autre part, des difficultés techniques et financières, parfois importantes à surmonter, pour traiter les problèmes.

Cette dernière partie de l'ouvrage a pour objectif de regrouper les principaux conseils et commentaires de la bibliographie spécialisée et de l'auteur, permettant de lutter contre ces non-conformités pour chaque paramètre microbiologique et physico-chimique. Quelques autres paramètres (hors réglementation) sont également examinés, notamment ceux qui pourraient devenir de nouveaux paramètres réglementaires dans un futur proche.

Copyright © 2015 Dunod.

26 Paramètres micro-biologiques

Les micro-organismes sont très présents dans tous les milieux (air, sol, eau et sur êtres vivants). Une minorité d'entre eux sont pathogènes. Certains sont indicateurs de contamination et/ou d'efficacité d'un traitement et doivent donc être impérativement recherchés. C'est le cas des bactéries *Escherichia coli* et entérocoques, ainsi que des germes aérobies revivifiables et des bactéries sulfito-réductrices. D'autres micro-organismes sont susceptibles d'être véhiculés par l'eau et peuvent faire l'objet de recherches particulières, de plus en plus fréquemment demandées par les organismes de santé, comme les actinomycètes, les protozoaires, les virus et certaines bactéries spécifiques.

26.1 Les bactéries indicatrices de contamination et d'efficacité de traitement ou « germes tests » (limites et références de qualité)

26.1.1 Germes aérobies revivifiables à 22 et 37 °C

Référence de qualité : **10 fois** au maximum la valeur habituelle

Cette dénomination (anciennement « germes totaux ») inclut toutes les bactéries aérobies mésophiles et hétérotrophes capables de se développer (donc de produire des colonies) à 22 °C en 72 h et à 36 °C (et non pas 37 °C) en 48 h. Sans effet direct sur la santé, ces micro-organismes peuvent induire des problèmes en réseau, en particulier sur la qualité organoleptique de l'eau distribuée.

Leur détermination est généralement effectuée par incorporation en milieu gélosé ou par ensemencement en surface, puis par comptage des colonies.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Une clarification conventionnelle complète conduit à un abattement conséquent (> 3 log), la désinfection chimique complétant généralement leur élimination avec une efficacité qui dépend du type de micro-organismes et surtout de leur état.

26.1.2 *Escherichia coli* et bactéries coliformes

Limite de qualité : **0/100 mL** pour *Escherichia coli*
Référence de qualité : **0/100 mL** pour les bactéries coliformes

Ce sont des organismes en bâtonnets, non sporogènes (entérobactéries à gram négatif, oxydase négatifs, facultativement anaérobies) présents dans les matières fécales et se développant naturellement dans les milieux aquatiques. Certaines espèces sont pathogènes, notamment *E. coli* (exclusivement d'origine fécale) dont certaines souches peuvent provoquer des troubles intestinaux (gastroentérites), voire des épidémies graves (dysenterie).

Les coliformes totaux (genres *Escherichia, Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella, Yersina, Serratia*…) sont dénombrés à 35-37 °C après filtration sur membrane (pour les eaux claires), puis développement en milieu de culture. Les méthodes analytiques permettent de distinguer les terminologies suivantes :

- « coliformes fécaux » ou « coliformes thermotolérants » : coliformes se développant après incubation à 44 °C ;
- « *E. coli* présumé » : coliformes thermotolérants produisant de l'indole à partir du tryptophane ;
- « *E. coli* » : coliformes thermotolérants produisant de l'indole à partir du tryptophane et ayant des caractéristiques biochimiques propres à cette espèce.

Remarque

Outre les méthodes biochimiques (galeries API®, BIOLOG®), des méthodes par séquençage d'une partie de l'ADN codant (méthode « PCR »), voire par spectrométrie de masse (de type MALDI TOF) permettent aujourd'hui d'identifier plus rapidement et plus complètement les souches bactériennes, notamment de *E. Coli*.

Leur abattement par clarification (rétention) est relativement conséquent :

- 3 log par coagulation/floculation suivie d'une décantation (ou flottation) ;
- 1 log supplémentaire par filtration en profondeur ;
- plus de 6 log par filtration membranaire (MF ou UF).

Copyright © 2015 Dunod.

L'inactivation par désinfection chimique est importante (> 4 log) dans les eaux parfaitement clarifiées, sous des valeurs de *C.t* comme celles couramment pratiquées en production d'eau potable (cf. § 17.3.1, § 18.3.1 et § 19.3.1). La désinfection UV est également très efficace (cf. F-C14).

Il faut noter que, comme pour toute inactivation, l'action du chlore sur *E. coli* est très sensible au pH, avec des valeurs de *C.t* environ 15 fois plus élevées à pH 8,5 qu'à pH 7, quelle que soit la température. L'effet de la température est également très sensible, avec des valeurs de *C.t* à appliquer qui sont 2 à 3 fois plus élevées en eau froide (2 à 5 °C) qu'en eau « chaude » (20 à 25 °C).

26.1.3 Bactéries sulfito-réductrices

Référence de qualité : **0/100 mL** pour les eaux d'origine superficielle

Les bactéries sulfito-réductrices sont des témoins de pollution fécale (moins nombreuses que *E. coli*) et ce sont leurs spores (beaucoup plus résistantes à la chloration) qui sont particulièrement recherchées. Certaines de ces bactéries sont pathogènes, comme *Clostridium perfringens* qui est plutôt révélateur d'une pollution fécale et qui doit être spécifiquement analysé. Toutefois, c'est l'ensemble des spores de bactéries sulfito-réductrices qui est recherché si le but est d'évaluer l'efficacité de la clarification.

Les méthodes par incorporation en gélose, par enrichissement en milieu liquide et par filtration sur membrane (déposée ensuite sur une gélose nutritive) sont les méthodes normalisées, avec des milieux spécifiques pour *C. perfringens*.

Une étape de clarification conventionnelle doit permettre une élimination de 3 log au minimum, voire beaucoup plus avec une filtration en profondeur (3 log supplémentaires). L'efficacité de la désinfection chimique dépend de l'état de *Clostridium* (avec une plus faible efficacité sur les spores). La désinfection UV sur les spores est limitée à 1 ou 2 log à 250 J/m^2 (cf. F-C14).

26.1.4 Entérocoques

Limite de qualité : **0/100 mL**

De la famille des streptocoques, les entérocoques (anciennement appelés « streptocoques fécaux ») sont des témoins d'une pollution fécale. Ils peuvent être pathogènes chez l'homme et leur dénombrement se fait toujours en parallèle des coliformes fécaux.

Comme pour les autres bactéries, les méthodes d'ensemencement traditionnelles (filtration sur membranes, ensemencement en milieu liquide en tubes ou sur microplaques) sont utilisées.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

La rétention des entérocoques par clarification est du même ordre de grandeur que pour les coliformes (cf. ci-dessus), alors que leur résistance à la désinfection chimique est plus grande. L'inactivation par désinfection UV est efficace, plus de 4 log d'inactivation à 250 J/m^2 (cf. F-C14).

26.2 Les autres micro-organismes

26.2.1 Algues

En termes de santé publique, la toxicité des algues (notamment de type cyanophycées) est liée au relargage possible de toxines (cf. § 27.34), mais d'autres inconvénients plus secondaires sont régulièrement mentionnés comme étant dus à la présence d'algues. On peut citer le dysfonctionnement de la clarification et la détérioration de la qualité organoleptique de l'eau.

Les analyses spécifiques ne peuvent être effectuées que par des spécialistes, mais le dosage de la chlorophylle a (par chromatographie liquide) est toutefois utilisé comme indicateur (la chlorophylle a représente 1 à 2 % du poids sec des algues phytoplanctoniques).

Les abattements par clarification sont de l'ordre de 2 log au maximum. Des traitements préventifs sur les masses d'eau doivent être mis en place.

26.2.2 Autres bactéries spécifiques

Il existe une grande variété de bactéries pathogènes ou opportunistes pour l'homme, provenant des rejets humains et animaux et véhiculées par l'eau. On peut citer *Campylobacter jejuni* (diarrhées), *Legionella pneumophila* (légionellose), *Pseudomonas aeruginosa* (surinfections), *Salmonella typhyi* (fièvre thyphoïde, gastro-entérites), *Staphylococcus aureus* (infections), *Vibrio chloerae* (cholera), *Yersinia enterolitica* (gastro-entérites), *Shygella dysenteria* (dysenterie), *Leptospira interrogans* (leptispirose), les bactéries sulfato-réductrices (odeurs) et les mycobactéries atypiques (infections).

L'effervescence récente autour de la désinfection par UV (à 254 nm) a induit de nombreux travaux qui montrent globalement que l'ensemble de ces bactéries pathogènes ou opportunistes sont efficacement inactivées (> 4 log) avec des doses appliquées de l'ordre de 400 J/m^2 (cf. F-C14). L'ozonation est également efficace, y compris vis-à-vis des mycobactéries atypiques, les plus résistantes aux autres techniques de désinfection chimique.

Copyright © 2015 Dunod.

26.2.3 Virus

Très variés et de taille parfois très faible (à la limite du dissous), les virus sont responsables de maladies graves parfois létales (poliomyélite, hépatites, méningites, diarrhées, conjonctivites, affections respiratoires, etc.). L'eau est un vecteur important et les virus les plus fréquemment cités sont le poliovirus, les virus coxsackie a et b, les adénovirus, les rotavirus et les hépatovirus.

Leur dénombrement et leur identification sont délicats de par leur faible concentration dans les eaux (ce qui nécessite une concentration, parfois double, sur filtre ou poudre de verre), et la nécessité d'utiliser des méthodes spécifiques d'isolement et de numération. L'identification est aujourd'hui réalisée par des méthodes moléculaires et par PCR.

La clarification incluant une filtration conduit à des abattements qui sont logiquement plus faibles que dans le cas des bactéries et des protozoaires (question de taille), mais toutefois à des rétentions limitées à 2 log, parfois plus élevées. Les oxydants chimiques (O_3 > HOCl > ClO_2) sont efficaces (cf. F-C2). L'ultrafiltration est très performante (> 4 log) ainsi que la désinfection par UV à une dose légèrement inférieure à 250 J/m^2.

26.2.4 Protozoaires

Ce sont des agents pathogènes émergents, dont *Giardia lambia* et *Cryptosporidium parvum* sont les plus suivis, auxquels on peut ajouter les amibes *Acanthamoeba, Harmanella, Entemoeba histolyca* et *Naegelria*. Ces dernières sont des hôtes de nombreuses bactéries pathogènes, comme *E. coli, Legionella pneumophilla, Pseudomonas aeroginosa, Vibrio cholerae*, etc.

Méthodes et données analytiques

Les méthodes normalisées communes aux deux parasites principaux (*Giardia* et *Cryptosporidium*) consistent à les capturer (concentration sur cartouche filtrante puis récupération) puis à les identifier et les dénombrer. Pour les amibes, le principe de la méthode consiste à concentrer l'échantillon puis à développer les amibes en présence d'une souche de *E. coli*.

Plusieurs études et contrôles sur site ont été réalisés ces dernières années. Ils montrent que les ressources en eau brute destinées à la production d'eau potable (eaux de cours d'eau, retenues et eaux profondes) sont plus fréquemment contaminées par *Giardia* que par *Cryptosporidium* (en pourcentage et en niveau de contamination). Les valeurs moyennes dans les cours d'eau sont de l'ordre de 200 à 300 *Giardia*/100 L et 40 à 50 *Cryptosporidium*/100 L, avec des valeurs « de pointe » pouvant atteindre 10^4/100 L et 10^3/100 L respectivement, dans certains

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

cours d'eau exposés. Pour les eaux brutes de retenue, les valeurs moyennes sont deux fois plus faibles et 10 à 20 fois plus faibles pour les eaux profondes.

Les amibes sont rarement quantifiées dans les eaux potables ou les eaux naturelles destinées à la production d'eau potable. Une récente étude a montré qu'un nombre significatif d'échantillons d'eau potable en cours de distribution pouvaient être contaminés notamment par *Hartmanella* et à moindre effet par *Acanthamoeba* et *Naegleria*.

Risques de cryptosporidiose d'origine hydrique

La cryptosporidiose est largement surveillée par les organismes de santé publique depuis qu'est acquise la connaissance d'une certaine tolérance des kystes de *Cryptosporidium* à toute désinfection chimique. Bien que certains pays affichent une réglementation avec un paramètre de qualité (par exemple Grande-Bretagne : < 10 oocystes/100 L), d'autres pays comme la France s'appuient sur un modèle de risque basé sur une proportion de personnes infectées.

Tableau 26.1 Abattement des oocystes de *Cryptosporidium* pour différents types de risques.

Oocystes dans l'eau brute	Abattement pour risque « nul »	Abattement pour risque faible	Abattement pour risque moyen ou fort
10 / 100 L	> 3 log	1,5 à 3 log	0 à 1,5 log
10^2 / 100 L	> 4 log	2,5 à 4 log	0,5 à 2,5 log
10^3 / 100 L	> 5 log	3,5 à 5 log	1,5 à 3,5 log
10^4 / 100 L	> 6 log	4,5 à 6 log	2,5 à 4,5 log
10^5 / 100 L	> 7 log	5,5 à 7 log	3,5 à 5,5 log

Comment éliminer les protozoaires parasites dans les eaux ?

La clarification présente une efficacité notable pour retenir les kystes de *Cryptosporidium* et les *Giardia*, efficacité que l'on peut relier grossièrement à la valeur de la turbidité sortante (cf. § 16.3).

Les valeurs de *C.t* à appliquer en chloration (et par désinfection au ClO_2) sont beaucoup trop élevées pour inactiver *Giardia* à 3 log (cf. F-C2) et donc encore plus élevées pour *Cryptosporidium* qui est plus résistant. Il en est de même pour les amibes sous forme enkystées.

L'ozonation conduit à des abattements significatifs, mais pour des valeurs de *C.t* proches de 10 min.mg/L pour *Cryptosporidium* (cf. F-C2), à condition que la température de l'eau soit supérieure à 20 °C (pour des températures plus

Copyright © 2015 Dunod.

basses les valeurs de *C.t* à appliquer sont trop élevées). Les protozoaires *Giardia* et amibes enkystées sont un peu plus faciles à éliminer par ozonation (*C.t* de l'ordre de 5 min.mg/L à 20 °C, pour 2 log d'abattement).

Remarques

• En conditions classiques d'exploitation d'une usine conventionnelle de traitement d'eaux de cours d'eau, on peut considérer que les abattements de *Cryptosporidium* pour chaque étape de traitement sont en moyenne de :

– 0,5 log pour la pré-ozonation ;

– 2 log pour la clarification avec filtration sur sable ;

– 1,5 log pour l'inter-ozonation ;

– 0,5 log pour la filtration sur CAG ;

– 0 log pour la chloration finale.

• Ces abattements se cumulent, on peut donc considérer qu'une filière conventionnelle avec ozonation (en pré- et en inter-) et une filtration CAG en finition peut abattre 4,5 log et présente donc un risque nul pour une eau contenant 10^2 occystes dans 100 L d'eau brute.

La filtration sur membrane est performante que ce soit par microfiltration ou par ultrafiltration (> 5 ou 6 log).

Des essais de désinfection UV, effectués sur site (banc d'essai ou installation industrielle), ont montré un niveau d'efficacité élevé (> 4 log) vis-à-vis de *Cryptosporidium* avec une dose > 250 J/m^2 (cf. F-C14).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

27 Paramètres chimiques

Dans ce chapitre, des recommandations destinées à l'atteinte des objectifs de qualité sont principalement développés et commentés parfois sous forme d'organigrammes et de tableaux, avec des références aux chapitres adéquats des parties précédentes. Quelques procédés de traitement spécifiques sont développés quand ils n'ont pas été décrits.

Pour chaque paramètre, les origines possibles et les méthodes analytiques conseillées sont rapidement énoncées, avec les symboles suivants :

- GC/MS : chromatographie gazeuse (*gas chromatography*) couplée à la spectrométrie de masse (*mass spectrometry*) ;
- GC/ECD : chromatographie gazeuse (*gas chromatography*) couplée à un détecteur à capture d'électrons (*electron capture detector*) ;
- LC/MS^2 : chromatographie liquide (*liquid chromatography*) couplée à la spectrométrie de masse (*mass spectrometry*) avec deux fragmentations successives ;
- SAA : spectrométrie d'absorption atomique ;
- ICP et ICP/MS : spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction (*inductively coupled plasma*) et ICP couplée à la spectrométrie de masse (*mass spectrometry*) ;
- l.d. : limite de détection.

27.1 Acides haloacétiques (AHA)

$C_2H_{(m+1)}X_nO_2$

m = 0, n = 3 Cl, acide trichloroacétique (TCA) : 162,5 g/mol
m = 1, n = 2 CL, acide dichloroacétique (DCA) : 128 g/mol
m = 2, n = 1 CL, acide monochloroacétique (MCA): 93,5 g/mol
m = 0, n = 3 Br, acide tribromoacétique (TBA) : 296,7 g/mol
m = 1, n = 2 Br, acide dibromoacétique (DBA) : 217,8 g /mol

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

m = 2, n = 1 Br, acide monobromoacétique (MBA) : 138,9 g/mol
m = 0, n = 2 CL + 1 Br, acide dichlorobromoacétique (DCBA) : 207,9 g/mol
m = 0, n = 2 Br + 1 CL, acide dibromochloroacétique (DBCA) : 252,3 g/mol
m = 1, n = 1 CL + 1 Br, acide bromochloroacétique (MBCA) : 173,4 g/mol

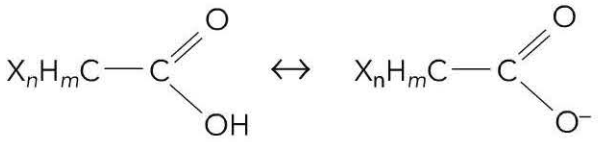


Figure 27.1 Acides haloacétiques

Les acides chloroacétiques présentent peu de toxicité. Il existe toutefois quelques données sur les effets cancérogènes des DCA et TCA, mais pas sur le MCA. Les acides bromoacétiques et mixtes n'ont pas fait l'objet d'études sur la santé humaine.

27.1.1 Les acides haloacétiques dans les eaux traitées

Compte tenu de leur pK_a très faible (cf. F-E2), les AHA sont dans les eaux traitées sous forme d'acétate. Ils sont formés par chloration des matières organiques présentes dans les eaux *via* un mécanisme semblable à la formation de trihalométhanes (THM). Après incorporation des atomes d'halogènes dans les composés organiques, ce sont les chemins réactionnels de l'hydrolyse qui différencient le produit final (AHA ou THM).

Potentiellement, dans les eaux chlorées au nombre de 9, les AHA les plus présents et cités sont les acides TCA, DCA (et MCA à moindre concentration). En présence de bromures, l'acide DBA est également formé (et MBA à moindre concentration).

La méthode d'analyse fréquemment utilisée est par GC/MS, après extraction des AHA de l'eau et dérivation (l.d. ≈ 0,1 µg/L par acide).

Remarques

• Lors de la chloration finale des eaux de surface traitées, une étude récente (sur 10 usines) a montré que la formation de AHA totaux est toujours plus faible (en µg/L) que la formation de THM totaux (en µg/L), de l'ordre de 2 à 8 fois plus faibles.

• Dans cette même étude, parmi les 9 AHA analysés, seuls les acides TCA et DBA ont été régulièrement détectés à des concentrations de quelques µg/L, concentrations qui augmentent généralement en réseau (parfois d'un facteur 2 à 3).

Copyright © 2015 Dunod.

27.1.2 Pour limiter la formation des AHA dans les eaux traitées

Cf. § 27.52 (« Trihalométhanes (THM) »).

27.2 Acrylamide

C_3H_5ON : 71 g/mol
Limite de qualité : **0,1 µg/L** (concentration en monomère)

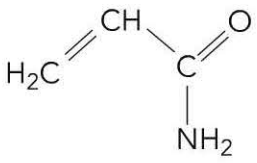


Figure 27.2 Acrylamide

L'acrylamide est une molécule considérée par l'OMS comme dangereuse pour la santé publique (effet sur le système nerveux et éventuel cancer du sein). Il est utilisé dans l'industrie des polymères (dont les floculants) et en agriculture (comme additifs aux désherbants). Il peut se former lors de la cuisson d'aliments.

27.2.1 L'acrylamide dans les eaux traitées

La cause principale de la présence d'acrylamide dans les eaux potables est l'utilisation de floculants à base de polyacrylamide lors de certaines étapes de traitement (coagulation/floculation, filtration directe en profondeur, traitement de finition avec CAP). Le monomère C_3H_5ON est en fait présent à l'état de traces dans le produit technique commercialisé. Par ailleurs, une pollution de la ressource est toujours possible.

Le polyacrylamide anionique est un solide blanc pulvérulent polymère (copolymère d'acide acrylique et d'acrylamide, 10^8 à 2.10^9 g/mol, 10 à 30 % de densité de charge) qui ne peut pas contenir plus de 0,02 % maximum de monomère (NF EN 407). Un taux de traitement de 0,5 mg/L de floculant peut donc entraîner théoriquement 0,1 µg/L d'acrylamide.

Le dosage de l'acrylamide est très délicat (surtout à quelques dixièmes ou centièmes de µg/L). Il consiste généralement en une analyse par LC/MS^2 après évaporation de l'eau ou extraction liquide/solide et reprise par du méthanol (l.d. ≈ 0,02 µg/L).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Remarque

Quelques analyses menées (fin des années 2000) en sortie de décanteurs ACTIFLO™, concluent sur des concentrations résiduelles de 0,02 à 0,04 µg/L en monomère acrylamide pour des taux de traitement en polymère (AN 905) de 0,2 à 0,6 mg/L. Ces observations sont confirmées par des analyses sur le polymère dans l'eau distillée (teneur massique monomère de 0,008 %).

27.2.2 Pour diminuer la présence d'acrylamide dans les eaux traitées

La faible efficacité des traitements oblige de faire appel soit à une vérification de la teneur du floculant en monomère avec changement éventuel de floculants (NF EN 1407), soit à une diminution de la dose de floculants.

27.3 Aluminium total

Al : 27 g/mol
Référence de qualité : **200 µg/L** (en Al total)
Exemple de diagramme de solubilité de Al^{III} en § F-B5, tracé à partir des valeurs données en § F-E2.

La toxicité de l'aluminium fait toujours débats au sujet de sa relation avec la maladie d'ALZHEIMER, révélée par certaines études épidémiologiques, mais encore non démontrée en termes de mécanismes. Bien qu'il ait été établi des relations entre des encéphalopathies très graves et l'absorption de fortes doses d'aluminium (dans les gels d'alumine) par les malades dialysés, le rôle de l'aluminium est encore controversé, mais son absence est imposée dans l'eau servant aux dialyses.

27.3.1 L'aluminium dans les eaux

L'origine principale de l'apparition en cours de traitement est le résiduel de coagulant, mais l'aluminium peut être naturellement présent dans la ressource, généralement sous forme particulaire associée aux argiles colloïdales. Des rejets de l'industrie métallurgique sont rarement observés.

Les formes aqueuses (solubles) simple et complexées (avec l'anion OH^-) sont ionisées (cf. § F-E2) :

- soit en milieu plutôt acide : Al^{3+}, $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^{+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$;
- soit en milieu plutôt basique : $Al(OH)_4^-$.

Copyright © 2015 Dunod.

La forme non ionisée est un oxo-hydroxyde amorphe (ou en partie cristallisé) de formule générique $Al(OH)_{3(s)}$, légèrement soluble sous cette forme (solubilité propre). Il existe d'autres formes complexées avec des ligands minéraux ou organiques.

La spéciation analytique est impossible, mais peut être atteinte par le calcul en eau pure en fonction du pH (cf. § F-B5).

Les méthodes de dosage de terrain ne prennent pas toujours en compte toutes les formes d'aluminium dissoutes et colloïdales. Il est plutôt conseillé d'utiliser la SAA en four graphite (l.d. : 1 µg/L) ou la technique par ICP (3 µg/L), voire par ICP/MS (0,005 µg/L).

27.3.2 Pour diminuer la présence d'aluminium dans les eaux traitées

Aluminium particulaire

C'est généralement un problème de clarification (cf. § 27.54 « Turbidité ») qui représente environ les 2/3 des fuites. On notera que les boues d'aluminium se concentrent en fond de filtre à sable et qu'une augmentation de la hauteur de couche du média filtrant peut limiter le problème.

Aluminium soluble

La fuite en Al soluble est généralement observée à un niveau d'autant plus élevé que le taux de coagulant et la température de l'eau sont élevés. La démarche prioritaire est d'optimiser le taux de coagulant et le pH de coagulation. Pour certaines eaux dures (pH de coagulation trop élevé), une acidification préalable (par injection de CO_2 à pH < 7,5) conduit à des effets significatifs. Pour les eaux douces (pH de coagulation trop faible), le remplacement du sulfate d'aluminium par un polychlorure d'aluminium est une solution (chute de pH beaucoup moins importante). Le remplacement du coagulant à base d'aluminium par le chlorure ferrique est également une excellente solution dans ce cas d'eau douce.

Remarques

• La présence de Al colloïdal dans l'eau distribuée peut être due à un défaut de la clarification (filtration), mais plus généralement à une précipitation retardée de l'aluminium dissous. Dans ce cas il faut traiter le problème comme dans le cas de Al dissous.

• Pour les eaux riches en matière organique (COT élevé), un sous-dosage par rapport au COD peut entraîner des phénomènes de solubilisation par complexation avec les matières organiques naturelles, aux dépens de la précipitation.

Copyright © 2015 Dunod.

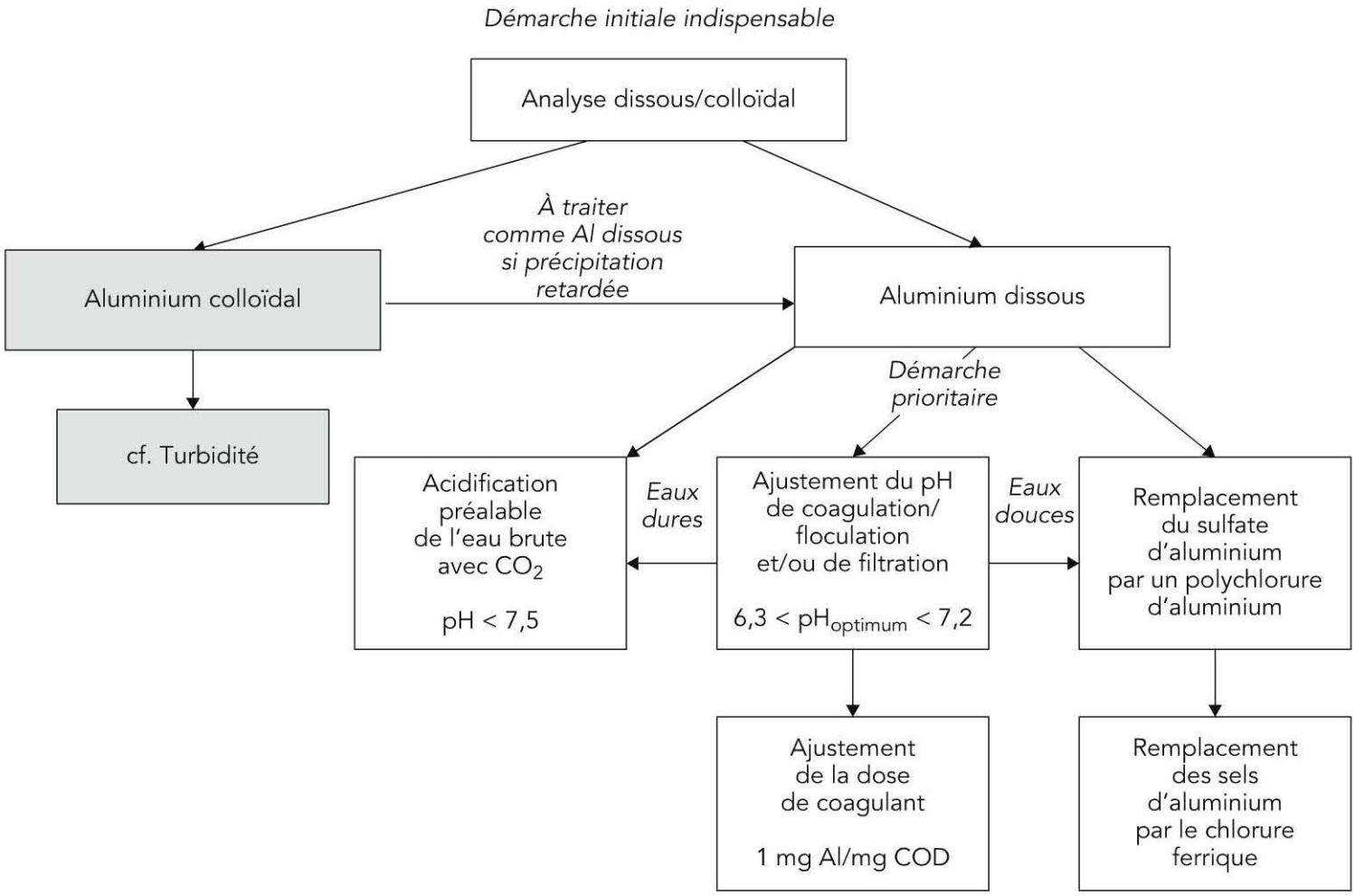


Figure 27.3 Pour diminuer la présence d'aluminium dans les eaux traitées.

27.4 Ammonium ou azote ammoniacal

NH_4^+ : 18 g/mol ou 14 g N/mol
Référence de qualité : **100 µg/L** (en NH_4^+), sauf pour ammonium naturel en eaux souterraines (500 µg/L en NH_4^+)

La toxicité de l'azote ammoniacal pour la faune aquatique est bien connue, mais sa limitation dans l'eau potable produite en usine est due principalement aux risques :

- de développement de bactéries responsables d'odeur et de saveur ;
- de consommation de chlore et de formation de trichloramine et NDMA ;
- de formation de nitrites ;
- et d'instabilité biologique du réseau de distribution.

Copyright © 2015 Dunod.

27.4.1 L'azote ammoniacal dans les eaux

L'azote ammoniacal dans les eaux naturelles est issu de la dégradation incomplète des matières organiques naturelles ou anthropiques (lisiers, matières organiques protéinées diverses), des usages agricoles (engrais) ou encore des rejets d'eaux usées épurées ou non.

L'ion ammonium est un acide faible dont la base conjuguée est NH_3 (cf. F-E2) C'est sous forme NH_4^+ que l'azote ammoniacal est toujours présent dans les eaux (son dégazage nécessite un pH élevé).

Au plan analytique, l'azote ammoniacal est une composante de l'azote Kjeldhal (avec l'azote organique). Plusieurs méthodes d'analyse sont utilisées, le choix étant déterminé par la concentration présente et les éléments interférents. Pour les eaux douces naturelles et les eaux potables, le dosage est effectué de préférence par la méthode au bleu d'indophénol (l.d. : quelques µg/L) ou par méthodes utilisant une électrode spécifique (méthodes en ligne).

27.4.2 Pour éliminer l'azote ammoniacal dans les eaux

Il faut distinguer le traitement des eaux de surface où une nitrification spécifique est rarement indispensable, grâce à la filtration sur sable et/ou sur CAG (ainsi que la chloration finale), des eaux souterraines où le besoin d'une nitrification aérée peut exister, parfois avec une déferrisation et/ou démanganisation (cf. § 27.28 et § 27.31).

Cas des eaux superficielles

Les concentrations en azote ammoniacal étant généralement faibles (< 1 mg N/L), la nitrification se fait naturellement sur les filtres à sable et/ou sur les filtres CAG avec des capacités de 5 à 20 g $N\text{-}NH_4^+/h/m^3$ de matériau. Une eau saturée en oxygène ne peut conduire qu'à 1,5 mg N éliminable par litre, avec une consommation d'environ 1 °f de TAC. La vitesse de nitrification diminue de moitié par 10 °C de diminution de la température de l'eau. La nitrification est toutefois encore suffisamment efficace à 4 °C (période de présence plus forte en NH_4^+).

La chloration finale au « break-point » (cf. F-C10) assure l'élimination finale si nécessaire, notamment en eau froide (besoin de 8 à 10 mg Cl_2/mg N).

Remarque

Il faut noter que l'azote ammoniacal n'est oxydé ni par l'ozone, dans les conditions habituelles de production des eaux potables, ni par le dioxyde de chlore.

Copyright © 2015 Dunod.

Cas des eaux souterraines

Quand les concentrations sont nettement au-dessus de la référence de qualité (> 1,5 mg N/L), une installation spécifique de nitrification biologique est indispensable. Elle consiste en un biofiltre aéré suivi d'une filtration en profondeur (généralement en mode bi-couche) puis d'éventuelles étapes d'ozonation (pour désinfecter et oxyder les nitrites) et de filtration sur CAG. La réaction globale suivante est assurée par des bactéries nitrifiantes autotrophes en présence d'oxygène (≈ 4 mg O_2/ mg N) et de carbone minéral (≈ 0,7 °f de TAC/mg N).

$$NH_4^+ + 1{,}98\ HCO_3^- + 1{,}83\ O_2 \rightarrow$$
$$0{,}021\ C_5H_7NO_{2\ (biomasse)} + 1{,}41\ H_2O + 1{,}88\ H_2CO_3 + 0{,}98\ NO_3^-$$

Les principaux paramètres de dimensionnement des biofiltres aérés sont les suivants :

- 25 m^2 par filtre ;
- matériau pouzzolane (hauteur de couche : 1,5 m : granulométrie : 2 à 8 mm) ou argile expansée de type Biolite™ ou Biodagène® (1 m et 1 à 1,2 mm) ;
- durée d'ensemencement > 20 jours ;
- vitesse de filtration (en fût vide) = 6 à 8 m/h ;
- rapport volumique air/eau = 1 à 2 ;
- procédé limité à 5 mg N/L dans eau brute (2 à 3 mg N/L à 10 °C) ;
- pH optimal entre 7,2 et 8,5.

Des procédés à membranes immergées peuvent être utilisés.

Remarques

• La présence de fer et/ou de manganèse en faibles concentrations n'affecte pas la nitrification, mais à des teneurs plus élevées en fer, il est conseillé de déferriser en premier étage de filtration (par voie biologique, cf. § 27.28) puis de nitrifier dans les conditions décrites ci-dessus, la démanganisation se déroulant dans le même filtre.

• Dans ce cas, le traitement peut être alors basé sur une filière à deux étages (comme pour les eaux qui contiennent Fe^{II}, Mn^{II}), mais en dimensionnant la deuxième filtration sur les critères de la nitrification ; la démanganisation biologique sera alors réalisée en même temps que la fin de la nitrification.

• Il faut parfois adopter une autre solution (quand N-NH_4^+ et en Mn > 0,5 mg/L), par exemple incluant dans l'ordre, une déferrisation biologique, une nitrification classique en réacteur aéré, puis finalement une filtration de finition où la nitrification et la démanganisation s'achèveront simultanément par voie biologique.

• Les installations de nitrification existantes sont connues sous les principales appellations suivantes : Biostyr™, Nitrazur N® ou Biocarbone®.

Copyright © 2015 Dunod.

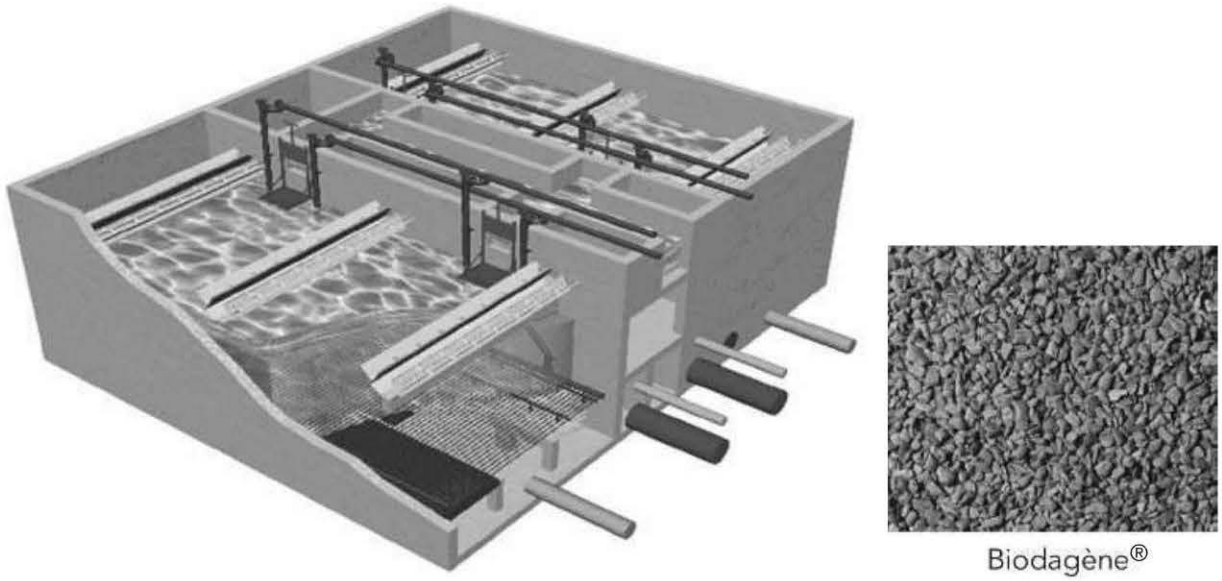


Figure 27.4 BIOCARBONE®.
Élimination de l'azote ammoniacal par filtration biologique sur Biodagène®.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

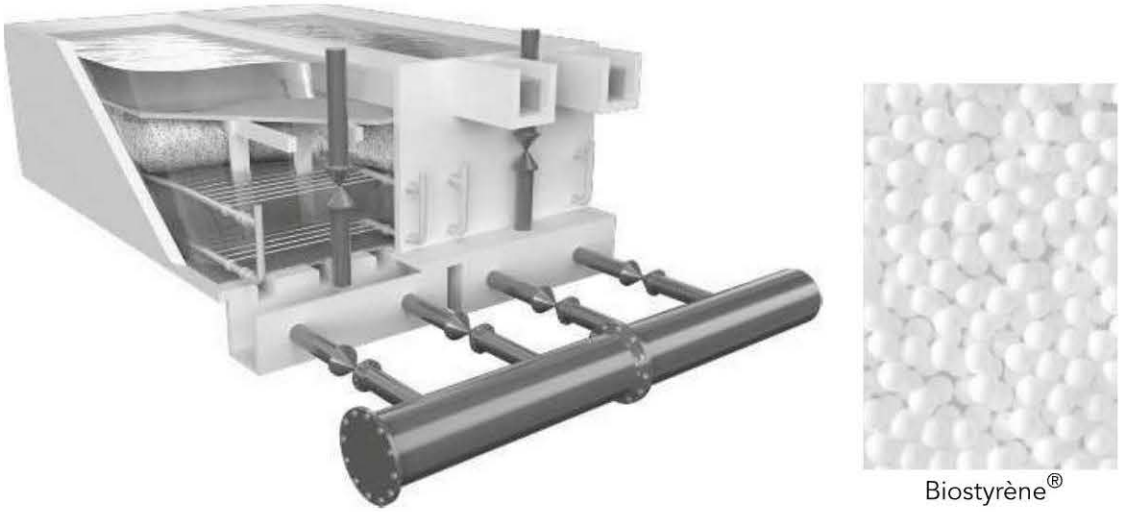


Figure 27.5 BIOSTYR™.
Biofiltre pour pollutions carbonée, azotée et particulaires, adapté aux variations de charge.
Dégradation des pollutions par une biomasse active fixée sur des billes en polystyrène (Biostyrène®) et clarification par filtration ascendante au travers du lit en expansion.
(Illustration et légende fournies par ©Veolia Water Technologies)

27.5 Antimoine

Sb : 121,8 g/mol
Limite de qualité : **5 µg/L** (en Sb total)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Au plan de la toxicité, le métalloïde antimoine présente des similitudes avec l'arsenic (cf. § 27.6) mais avec des effets plus faibles. Les troubles hématologiques sont les plus cités.

27.5.1 L'antimoine dans les eaux

Les propriétés physico-chimiques de Sb sont comparables à celle de l'arsenic (As). Sa présence dans les eaux souterraines est naturelle (géologie), la forme oxydée Sb^{V} étant plus stable. Quand Sb est exceptionnellement détecté dans les eaux de surface, il s'agit d'une pollution industrielle (vulcanisation, aciérie, semi-conducteurs, médicaments, verre, pyrotechnie).

Dans une zone de pH compris entre 6 et 8, Sb^{III} n'est présent que sous forme non ionisée $Sb(OH)_3$ très peu soluble. Sb^{V} est essentiellement présent sous forme $Sb(OH)_6^-$ et en proportion plus faible sous forme de polymères Sb_{12} (cf. F-E2).

L'antimoine est analysé par SAA avec four graphite (l.d. : 0,5 µg/L) ou SAA génération d'hydrure ou encore par ICP/MS (0,005 µg/L).

27.5.2 Pour éliminer l'antimoine dans les eaux

L'antimoine, comme l'arsenic, est éliminé partiellement par coagulation/floculation au chlorure ferrique à faible pH et par adsorption sur des oxo-hydroxydes de fer ferrique ou de manganèse (MnO_2). Par analogie à l'arsenic, son oxydation préalable en Sb^{V} devrait améliorer l'efficacité des traitements.

La décarbonatation à la chaux est efficace mais à pH > 10,5. La nanofiltration est également une solution possible.

27.6 Arsenic

As : 74,9 g/mol
Limite de qualité : **10 µg/L** (en As total)

L'arsenic est un agent cancérogène pour l'homme (peau, poumon, vessie ou reins). Il est également responsable d'un certain nombre de diverses maladies de peau. La voie d'exposition est d'abord la nourriture, puis l'eau. La toxicité de As^{III} est plus élevée que celle de As^{V}.

27.6.1 L'arsenic dans les eaux

La présence du métalloïde As dans les eaux est très souvent d'origine naturelle (géologie). Les origines anthropiques sont principalement les usines de production de métaux non ferreux et les usines chimiques (phosphates,

Copyright © 2015 Dunod.

pesticides, produits de traitement du bois, médicaments, peinture, etc.). Dans une gamme de pH allant de 6,5 à 8,5, les espèces stables d'arsenic (cf. F-E2) dans l'eau sont H_3AsO_3 (en eau souterraine plutôt réductrice), $H_2AsO_4^-$ et $HAsO_4^{2-}$ (en eau de surface plutôt oxydante).

L'analyse de l'arsenic dans les eaux est généralement faite soit par SAA avec génération d'hydrure (l.d. : 0,2 µg/L) ou avec four graphite (1 µg/L), soit par ICP (5 µg/L) ou ICP/MS (0,03 µg/L). La spéciation entre As^{III} et As^{V} ainsi qu'entre les formes inorganiques et organiques est possible.

Remarque

La teneur en As total dans les eaux souterraines (sous forme As^{III} principalement) est généralement plus élevée que dans les eaux de surface (où As^{V} est majoritaire). On estime que 7 à 8 % des eaux souterraines (Ouest parisien, Est, Centre-Est, Aquitaine, côte basque-Pyrénées, Massif central) présentent des teneurs comprises entre 10 et 50 µg/L et 2 à 3 %, des teneurs supérieures à 50 µg/L. Pour les eaux douces superficielles (Ouest essentiellement), les pourcentages respectifs sont 2 et 4 %.

27.6.2 Pour éliminer l'arsenic dans les eaux

As^{V} étant sous forme anionique, il pourra être envisagé son élimination par formation de complexes avec certains métaux (précipitation ou adsorption) ou éventuellement son échange avec un anion moins gênant. Du fait de sa forme non ionique à pH neutre, As^{III} sera inévitablement moins bien éliminé par des procédés mettant en œuvre ces concepts, mais il pourra être préalablement oxydé facilement en As^{V}.

Oxydation de As^{III} en As^{V}

L'oxydation est pratiquement toujours indispensable avant traitement. L'ajout de permanganate de potassium ou de dioxyde de chlore est souvent pratiqué. La dose d'oxydant dépend de la qualité de l'eau. À titre d'information, pour une eau souterraine destinée à la potabilisation, un taux d'oxydant appliqué entre 0,5 et 1 g/m³ est généralement suffisant.

Coagulation/floculation suivie d'une séparation liquide/solide

La coagulation par le fer ferrique de As^{V} conduit à de meilleurs résultats que la coagulation par les sels d'aluminium (> 95 % contre 50 à 60 %). Avec le fer ferrique, le rendement d'élimination est d'autant plus élevé que la dose de fer appliquée est élevée et que le pH est légèrement acide (optimum compris entre 5 et 6, mais possible jusqu'à pH 8-8,5). Avec l'aluminium, Le pH doit être inférieur à 7 et sa valeur optimale est située entre 6,2 et 6,5.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Remarques

• La coagulation sur simple filtre à sable (ou bi-couche) est préférable pour des doses de coagulant inférieures à 10 mg/L. Au-delà d'une dose de 30 mg/L de Fe, la décantation devient indispensable. La coagulation par le fer ferrique suivie d'une microfiltration donne de bons résultats.

• La présence de manganèse à fortes concentrations (1,5 mg/L) dans l'eau à traiter augmente significativement le rendement.

• Les polychlorures d'aluminium sont moins efficaces que le sulfate d'aluminium.

Adsorption par filtration

L'adsorption de l'arsenic sur granulés d'alumine activée est en compétition avec d'autres anions (chlorures, matières organiques naturelles et surtout sulfates). La régénération se fait par la soude à forte concentration mais elle n'est jamais complète, notamment pour As^{III}. L'oxydation est fortement conseillée. L'alumine doit être remplacée fréquemment (tous les 1 à 2 ans).

L'adsorption sur granulés d'oxo-hydroxydes de fer ferrique (ferrihydrite, goethite, hématite) est optimale à pH 6-7. À ces valeurs de pH, la ferrihydrite (ou GHF) présente la meilleure efficacité avec une capacité qui peut atteindre 250 000 V/V (soit 3 ans de fonctionnement à 10 V/V/h), mais elle chute à 50 000 V/V à pH 8 et diminue également quand les concentrations en phosphates, en silicates, en fluorures et en COD augmentent. As^{III} est un peu moins bien retenu que As^{V}, mais l'oxydation n'est pas toujours indispensable.

Tableau 27.1 Exemples de traitement par coagulation et adsorption pour des eaux contenant de l'arsenic.

Qualité d'eau brute	Traitement	Qualité d'eau traitée	Type d'eau et d'étude
Coagulation (avec oxydation préalable)			
• $[As]_t$ = 400 µg/L • pH = 7,3	• Oxydation • $FeCl_3$ (6 mg/L) et polymère • Filtre bicouche	• $[As]_t$ < 7 µg/L	Eau de forage Étude pilote
• $[As]_t$ = 50-105 µg/L • pH = 7,4-7,9	• ClO_2 (0,5 mg/L) • $FeCl_3$ (6 mg/L) et polymère • Filtre sable (5,6 m/h)	• $[As]_t$ = 2-4 µg/L • $[Fe]_t$ = 50 µg/L	Eau de forage Suivi sur usine

Copyright © 2015 Dunod.

Qualité d'eau brute	Traitement	Qualité d'eau traitée	Type d'eau et d'étude
Adsorption par filtration (sans oxydation)			
• $[As^{III}]$ = 20 µg/L • $[As^{V}]$ = 20 µg/L • pH = 7,2 • COD = 2 à 3 mg/L • SiO_2 = 7 mg/L ; $PO_4^{3-} \approx 0$	• Alumine activée (Alcan 0,3-0,6 mm) • Temps contact : 7,5 min • Charge vol. : 8 V/V/h • Vitesse : 16 m/h	• $[As]_t$ < 6 µg/L • $[As^{III}]$ < 2-3 µg/L • $[As^{V}]$ < 3 µg/L • Capacité : 1,8 g As_t/kg	Eau superficielle prétraitée et dopée Étude pilote
• $[As^{III}]$ = 20 µg/L • $[As^{V}]$ = 20 µg/L • pH = 7,2 • COD = 2 à 3 mg/L • SiO_2 = 7 mg/L ; $PO_4^{3-} \approx 0$	• Oxo-hydroxyde de Fe^{III} (Bayoxyde 0,5-2 mm) • Temps contact : 4 min • Charge vol. : 8 V/V/h • Vitesse : 16 m/h	• $[As]_t \approx 2$ µg/L • $[As^{III}] \approx 1$ µg/L • $[As^{V}] \approx 1$ µg/L • Capacité : 3,8 g As_t/kg	Eau superficielle prétraitée et dopée Étude pilote
• $[As^{III}]$ < 0,5 µg/L • $[As^{V}]$ = 21,5 µg/L • pH = 6,2 à 7,3 • $[Fe]_t \approx 0$	• Oxo-hydroxyde de Fe^{III} (GHF) • Hauteur : 1,2 m • Vitesse : 12 m/h • Temps contact : 6 min • Lavage air (1 min à 50 Nm^3/h) puis à l'eau (8 min 30 m/h)	• $[As]_t$ < 2 µg/L • pH = pH_i – 0,1	Eau de forage Étude pilote
• $[As]_t$ = 19 µg/L • pH = 6,5 • $[Fe]_t$ = 52 µg/L	• Oxo-hydroxyde de Fe^{III} (0,4-2 mm) • Hauteur : 1 à 2 m • Charge vol. : 10 V/V/h • Débit : 5 m^3/h	• $[As]_t$ < 2 µg/L • $[Fe]_t$ < 10 µg/L • pH = 6,0	Eau de forage Étude pilote

Autres procédés

La décarbonation à la chaux à pH > 10,5 peut atteindre 99 % d'élimination de As^V en présence de magnésium. Pour As^{III}, l'élimination devient intéressante (80 %) à pH compris entre 11 et 11,5. Cette technique est à favoriser pour les eaux très dures, nécessitant un adoucissement.

L'échange d'ions (avec un échangeur d'ions anionique sous forme chlorure) doit être précédé d'une oxydation pour transformer l'arsenic total en As^V ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$). L'opération peut être menée à des charges de 500 à 1 000 V/V avec des rendements ≥ 90 %. La capacité est de l'ordre de 2,5 g/kg, mais la présence de sulfates peut la diminuer très significativement.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Figure 27.6 Batterie de filtres sous pression.
Tous ces filtres peuvent contenir les médias nécessaires à l'élimination de l'arsenic et autres éléments (manganèse par exemple).
(Illustration fournie par ©Veolia Water Technologies)

La nanofiltration, pour des taux de récupération de l'ordre de 15 %, présentent des rendements d'élimination (taux de rejection) de l'ordre de 95 à 98 % pour As^{V} et de l'ordre de 40 à 75 % pour As^{III}, selon les membranes.

Lors de la déferrisation biologique (cf. § 27.28) d'eau contenant de l'arsenic, il est observé une baisse systématique et significative de l'arsenic total sans atteindre toutefois les 10 µg/L imposés par la réglementation. Il est souvent nécessaire dans ce cas de doper en $FeSO_4$ à des concentrations qui dépendent de la teneur initiale en arsenic total $(Fe^{II}$ ajouté$]/[As]_t$ en moyenne de l'ordre de 30 µg/µg).

27.7 Baryum

Ba : 137,3 g/mol
Limite de qualité : **700 µg/L**

Le baryum n'a aucun effet sur la santé humaine aux concentrations où il est présent dans les eaux naturelles, mais il est toxique à fortes concentrations

Copyright © 2015 Dunod.

notamment sous sa forme chlorure. C'est un poison de la cellule musculaire (en particulier sur le muscle cardiaque et les parois vasculaires) en diminuant la stimulation de l'ensemble de l'appareil musculaire.

27.7.1 Le baryum dans les eaux

Le baryum est un alcalino-terreux d'origine naturelle (sous forme sulfate ou carbonate très peu soluble dans l'eau. Sa dissolution peut se produire sous forme de bicarbonate, chlorure ou nitrate. C'est un polluant industriel (chimie, plastique, électronique, textile, céramique, pharmaceutique, etc.) et des rejets d'hôpitaux où il est utilisé comme opacifiant dans les explorations radiologiques.

Son dosage peut être réalisé par chromatographie ionique (pas toujours assez sensible) mais est surtout pratiqué par SAA avec four graphite (l.d. : 2 µg/L), voire par ICP (0,3 µg/L) ou ICP/MS (0,005 µg/L).

Remarque

La teneur en Ba dans les eaux est généralement de quelques µg/L à quelques centaines de µg/L, mais certaines eaux souterraines dures (TH et TAC entre 35 et 40 °f) peuvent contenir plusieurs mg/L.

27.7.2 Pour éliminer le baryum dans les eaux

Trois types de traitements peuvent être envisagés, la précipitation, l'échange d'ions et les procédés à membrane (nanofiltration et osmose inverse). Ces derniers ne sont pas justifiés avec ce seul objectif et l'échange d'ions présente des cycles trop courts, notamment à cause de la compétition des autres alcalino-terreux naturels (calcium et magnésium).

La décarbonatation par la chaux ou la soude, en présence de chlorure ferrique, conduit à la précipitation du carbonate de baryum.

$$Ba(HCO_3)_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_{3\,(sol.)} + BaCO_{3\,(sol.)}$$

Des études de laboratoire et sur unité pilote, à partir d'eaux souterraines contenant plus de 2 mg/L de baryum, ont montré des rendements intéressants à partir de pH 8-8,2, qui augmentent avec le pH de traitement, donc avec la dose de chaux (ou de soude) appliquée. Le rendement est supérieur à 95 % à pH 9,4. Il est toutefois conseillé de ne pas décarbonater à pH trop élevé car l'hydroxyde de baryum ($Ba(OH)_2$), plus soluble, se forme aux dépens du carbonate (cf. F-E2).

Copyright © 2015 Dunod.

27.8 Benzène

C_6H_6 : 78 g/mol
Limite de qualité : **1 µg/L**

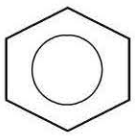


Figure 27.7 Benzène

Le benzène est classé comme cancérogène pour l'homme. Une exposition chronique peut conduire à des complications au niveau des organes hématopoïétiques, y compris la moelle osseuse, qui sont les plus sensibles aux effets du benzène. Par inhalation aiguë (voie respiratoire), on observe des étourdissements et vomissements ainsi que des effets sur le système nerveux central.

27.8.1 Le benzène dans les eaux

Dans le groupe de BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène), c'est le plus simple des hydrocarbures benzéniques. C'est un polluant issu principalement de l'industrie chimique (fabrication du styrène, DVB, phénol, etc.) et des fuites des stockages de carburants.

Le benzène et les autres hydrocarbures aromatiques monocycliques sont dosés dans les eaux par chromatographie gazeuse à espace de tête ou muni d'un système « *purge and trap* », couplée à la spectrométrie de masse (l.d. ≤ 0,1 µg/L).

Remarque

Le benzène peut être présent dans les eaux de souterraines (sa présence dans les eaux de surface est moins préoccupante à cause de sa grande volatilité) à des concentrations qui dépassent rarement le µg/L. Des teneurs plus élevées (plusieurs dizaines ou centaines de µg/L) peuvent être accidentellement observées.

27.8.2 Pour éliminer le benzène dans les eaux

Les techniques conventionnelles de clarification réduisent peu les teneurs en benzène dans les eaux (maximum 20 %, dus principalement à la volatilisation).

Le traitement par CAG frais réduit de 99 % la concentration en benzène. Le CAP injecté en clarification est moins efficace.

Copyright © 2015 Dunod.

Le « stripping » (aération en tour) avec garnissage se révèle comme le traitement le plus efficace avec un ratio volumique air/eau de 75 à 100. Pour des petits débits, des aérateurs à plateaux (ou plus simplement à diffusion d'air) peuvent être utilisés. L'oxydation, même par l'ozone, n'est pas efficace dans les conditions d'utilisation en production d'eau potable.

27.9 Benzo(a)pyrène et HAP

Benzo(a)pyrène

$C_{20}H_{12}$: 252 g/mol

Limite de qualité : **0,01 µg/L** (en $C_{20}H_{12}$)

Exemples d'autres HAP

– Benzo(b)fluoranthène $C_{20}H_{12}$
– Benzo(k)fluoranthène $C_{20}H_{12}$
– Benzo(ghi)pérylène $C_{22}H_{12}$
– Indéno(1,2,3-cd)pyrène $C_{22}H_{12}$

Limite de qualité : **0,1 µg/L** (pour la somme des HAP)

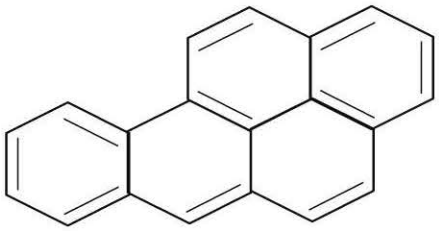


Figure 27.8 Benzo(a)pyrène

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés qui présentent une forte toxicité, le plus toxique étant le benzo(a)pyrène, qui est reconnu, avec son métabolite BPDE, comme cancérigène, mutagène et reprotoxique. Leur capacité à former des adduits avec l'ADN est connue comme pouvant entraîner des mutations.

27.9.1 Le benzo(a)pyrène et les HAP dans les eaux

Présents dans tous les compartiments de l'environnement les HAP constituent un groupe vaste hydrocarbures aromatiques constitués de 2 cycles (HAP légers) à 7 cycles. En plus de l'origine pétrogénique (asphaltes, goudrons, etc.), c'est l'origine pyrolitique qui est considérée comme la plus importante (combustion de matières organiques par les industries, transports, incinérateurs, incendies).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Remarque

Peu solubles dans les eaux, les HAP sont surtout présents dans les sédiments et adsorbés fortement sur les MES et les argiles colloïdaux. Les concentrations retrouvées peuvent être de quelques dizaines de ng/L dans les eaux souterraines et entre quelques dizaines et quelques centaines de ng/L dans les eaux de surface.

27.9.2 Pour éliminer le benzo(a)pyrène et les HAP dans les eaux

Les techniques classiques de clarification sont souvent suffisantes pour atteindre les niveaux requis. Si la partie soluble reste encore trop importante, l'ajout de CAP en clarification ou (mieux) une étape de finition utilisant CAG ou CAP sont des traitements adaptés.

27.9.3 L'apport de HAP par le réseau de distribution

Cf. § 27.30 (« Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ».

27.10 Bisphénol A et autres perturbateurs endocriniens

$C_{15}H_{16}O_2$: 228 g/mol

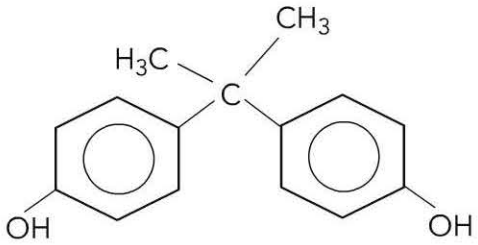


Figure 27.9 Bisphénol A

Un perturbateur endocrinien est une substance exogène qui provoque des effets néfastes sur un organisme sain ou sa progéniture, dus à des modifications de la fonction endocrine. C'est le cas de centaines de substances naturelles (hormones) et de synthèse (hormones, pesticides, dioxines, PCB, alkylphénols, bisphénol A, phtalates), le bisphénol A étant le plus « médiatique » et le plus représentatif avec les hormones 17 β-estradiol (E2) et 17 α-éthinylestradiol.

Les perturbateurs endocriniens interfèrent avec l'action des œstrogènes endogènes, altèrent la synthèse des stéroïdes et réagissent avec les protéines de transports plasmatiques. Les exemples de perturbation chez l'espèce animale sont nombreux, mais aucune relation n'a été clairement établie chez l'homme, sauf

Copyright © 2015 Dunod.

dans le cas d'expositions accidentelles. Toutefois, l'augmentation actuelle des troubles endocriniens chez l'homme, des anomalies du système reproducteur et du sperme humain ainsi que la prévalence du cancer du sein pourraient être des conséquences de l'exposition chronique à ces perturbateurs.

27.10.1 Le bisphénol A et les perturbateurs endocriniens dans les eaux

Les composés les plus suivis sont :

- le bisphénol A (BPA) qui est produit en grande quantité, comme stabilisant, antioxydant (dans le PVC et les résines époxy) ;
- les dérivés hormonaux (17 β-estradiol ou E2, estriol ou E3, estrone ou E1, 17 α-éthinylestradiol ou EE2) ;
- les alkylphénols et leurs dérivés éthoxylés, utilisés longtemps comme détergents, émulsifiants, agents de mouillage (textiles, pâtes à papier, résines) ;
- le diéthylhexylphtalate (DEHP) et autres phtalates, utilisés comme plastifiants (industrie alimentaire).

Les méthodes de dosage du bisphénol A, des alkylphénols, des dérivés hormonaux ou des phtalates reposent toutes sur une extraction liquide /solide puis une analyse par LC/MS^2 ou par GC/MS avec ou sans dérivation (l.d. : 0,05-20 ng/L selon l'eau étudiée). Des méthodes multi-perturbateurs endocriniens ou multi-résidus émergents ont été développées récemment.

Remarques

• Le BPA est retrouvé très souvent dans les ressources en eau destinées à la production d'eau potable. Une étude, portant sur 20 % de la production nationale en eau potable, annonce 30 % des eaux de surface et 11 % des eaux souterraines contaminées à des concentrations très variables pouvant atteindre plus de 1 µg/L, mais plus souvent de quelques dizaines de ng/L. Une autre étude récente, effectuée sur une dizaine d'eaux de surface alimentant des usines d'eau potable en Poitou-Charentes, annonce des valeurs toujours présentes de quelques ng/L à 100 ngL.

• La présence d'alkylphénols est citée à des fréquences et à des concentrations plus faibles que le BPA (4 NP principalement et nonylphénoxycarboxylate). Le 4-nonyphénol est difficilement quantifiable, mais détectable.

• La somme des hormones détectées dans certaines études sur les rivières de l'Île-de-France est de 5 à 10 ng/L (en moyenne 2 ng/L par hormone).

• La somme des phtalates est généralement comprise entre 0,5 à 2 µg/L, les DMP, DEP et DBP étant les plus présents.

Copyright © 2015 Dunod.

27.10.2 Le bisphénol A et les perturbateurs endocriniens dans les eaux distribuées

Le BPA est souvent détecté dans les eaux produites et distribuées, mais à des fréquences beaucoup plus faibles (3 % des échantillons au lieu de 18 % dans les ressources) et à des concentrations plus faibles (de quelques ng/L). Les abattements annoncés par les producteurs d'eau sont de voisins de 100 %. Toutefois une étude récente sur une dizaine d'usines en Poitou-Charentes montre des abattements compris entre 30 % et plus de 90 %.

Les alkylphénols et les hormones ne sont pas détectables en sortie usine.

Remarque

À titre de comparaison, les laits conditionnés contiennent plusieurs dizaines de µg/L de nonylphénols (lait liquide) et 10 à 100 µg/kg de BPA (lait en poudre). Certaines eaux embouteillées contiennent 100 à 300 ng/L de nonylphénols.

27.10.3 Quelles sont les étapes de traitement efficaces ?

La clarification est très peu efficace (probablement < 20 %), alors que l'ozonation, l'adsorption sur charbon actif et la chloration présentent des rendements d'élimination de la molécule mère > 90 %.

L'ozonation du BPA et des alkylphénols conduit à des sous-produits oxygénés dont certaines quinones comme sur tous les phénols.

Les *C.t* de chloration dans une eau sans matière organique à pH 7,4, correspondant à 100 % de disparition sont faibles (< 3 min.mg/L) pour le BPA, les hormones et les alkylphénols (cf. F-E3). Il faut noter que la présence de BPA chlorés est suspectée, puisque retrouvée dans les colostrums humains.

27.10.4 L'apport de BPA et de ses dérivés par le réseau de distribution

La présence de BPA (et du bisphénol F) a été détectée lors d'études récentes menées sur des tronçons de canalisation des années 1990, tronçons de canalisations métalliques réhabilitées par des procédés à base de résines époxy (cf. § 17.4.5). Les bisphénols libérés par ces résines époxy, en particulier le BPA, peuvent réagir ensuite avec le chlore (dans l'eau du réseau) pour produire des bisphénols chlorés et des trichlorophénols puis des trichloroanisoles pouvant être à l'origine d'odeurs de moisi.

Copyright © 2015 Dunod.

27.11 Bore (borates)

B : 11 g/mol
Limite de qualité : **1 000 µg/L** (en B total)

Au plan de la toxicité, le bore peut provoquer des intoxications aiguës (troubles digestifs et neurologiques) et à long terme des atrophies testiculaires.

27.11.1 Le bore dans les eaux

Ce métalloïde peut être présent dans les eaux sous forme d'acide borique, d'ions borate et polyborate (cf. F-E2), voire perborates ($B_2O_4(OH)_4^{2-}$). Son origine est domestique (lessives, blanchissants) et industrielle (métallurgie, nucléaire, verre, cosmétiques, peinture, pharmacie).

Au pH des eaux naturelles il est majoritairement présent sous forme H_3BO_3.

Le bore et les borates peuvent être dosés par des méthodes colorimétriques (notamment par l'azométhine H) mais avec des limites de détection à peine inférieures au mg/L. La méthode la plus adaptée aux eaux potables est par ICP (l.d. : 2 µg/L).

27.11.2 Pour éliminer le bore dans les eaux

Les traitements classiques sont sans effet sur le bore, et les membranes de nanofiltration (et d'osmose inverse) présentent un taux de réjection médiocre de l'acide borique. Seul l'échange d'ions sur résine échangeuse d'anions ou résine sélective du bore (pas nécessairement agréée) est efficace.

27.12 Bromates

BrO_3^- : 127,9 g/mol
Limite de qualité : **10 µg/L**

C'est seulement en 1986 que des travaux d'une équipe japonaise ont éveillé les inquiétudes de l'OMS sur le potentiel carcinogène (rein du rat mâle) du bromate de potassium. Ces travaux ont été confirmés par une équipe américaine fin des années 1990. C'est pourquoi la directive européenne de 1998 a classé les bromates dans les paramètres obligatoires avec un objectif de 10 µg/L à atteindre à partir de 2008.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.12.1 Les bromates dans les eaux

La formation de bromates n'est observée qu'en inter- ou post-ozonation (c'est-à-dire en désinfection). Elle est due à la présence de bromures (cf. § 14.4, F-C6 et F-C7). Cette formation de bromates par l'ozone est directement proportionnelle à la valeur du *C.t* appliqué en ozonation (cf. § 14.2 et F-C2). La droite « BrO_3^- *vs C.t* » présente une pente qui dépend de plusieurs facteurs. Cette pente est d'autant plus élevée que la teneur en bromures, le pH et la température sont élevés. Elle est d'autant plus faible que les teneurs en ion ammonium et en matière organique sont élevées. Il ne faut pas oublier l'apport possible de bromates par la chloration (notamment avec l'eau de Javel).

Les bromates sont dosés essentiellement par chromatographie ionique adaptée à ce dosage (l.d. : 0,5-2 µg/L selon les laboratoires). Il est conseillé d'analyser également les bromures par la même méthode (ou similaire).

Remarques

• Une campagne d'analyse effectuée fin des années 1990 sur plusieurs usines françaises (incluant une étape d'ozonation en désinfection) a conclut qu'en été près de 50 % des débits distribués (soit 13 usines sur 47 suivies) présentaient une teneur en bromates ≥ 10 µg/L (dont 5 % ≥ 25 µg/L), alors qu'en hiver, seulement 6 % des débits distribués (4 usines sur 43) présentaient une teneur ≥ 10 µg/L (dont 5 % ≥ 25 µg/L).

• Aujourd'hui, les teneurs observées sont beaucoup plus faibles et dépassent rarement les 10 µg/L (réglementation oblige).

27.12.2 Pour limiter la formation de bromates dans les eaux traitées

Contrairement à la chloration où il est possible d'optimiser l'élimination des précurseurs de trihalométhanes et autres sous-produits de chloration, le précurseur bromures de formation des bromates ne peut pas être éliminé avant ozonation. La seule solution est donc d'optimiser les conditions d'ozonation.

Le chapitre sur la désinfection a développé les actions à mener pour limiter la formation de bromates (cf. § 19.4) et le type de modèles disponibles pour prédire leur formation (cf. F-C9). Un schéma récapitulatif des différentes actions possibles est donné en figure 27.10.

Copyright © 2015 Dunod.

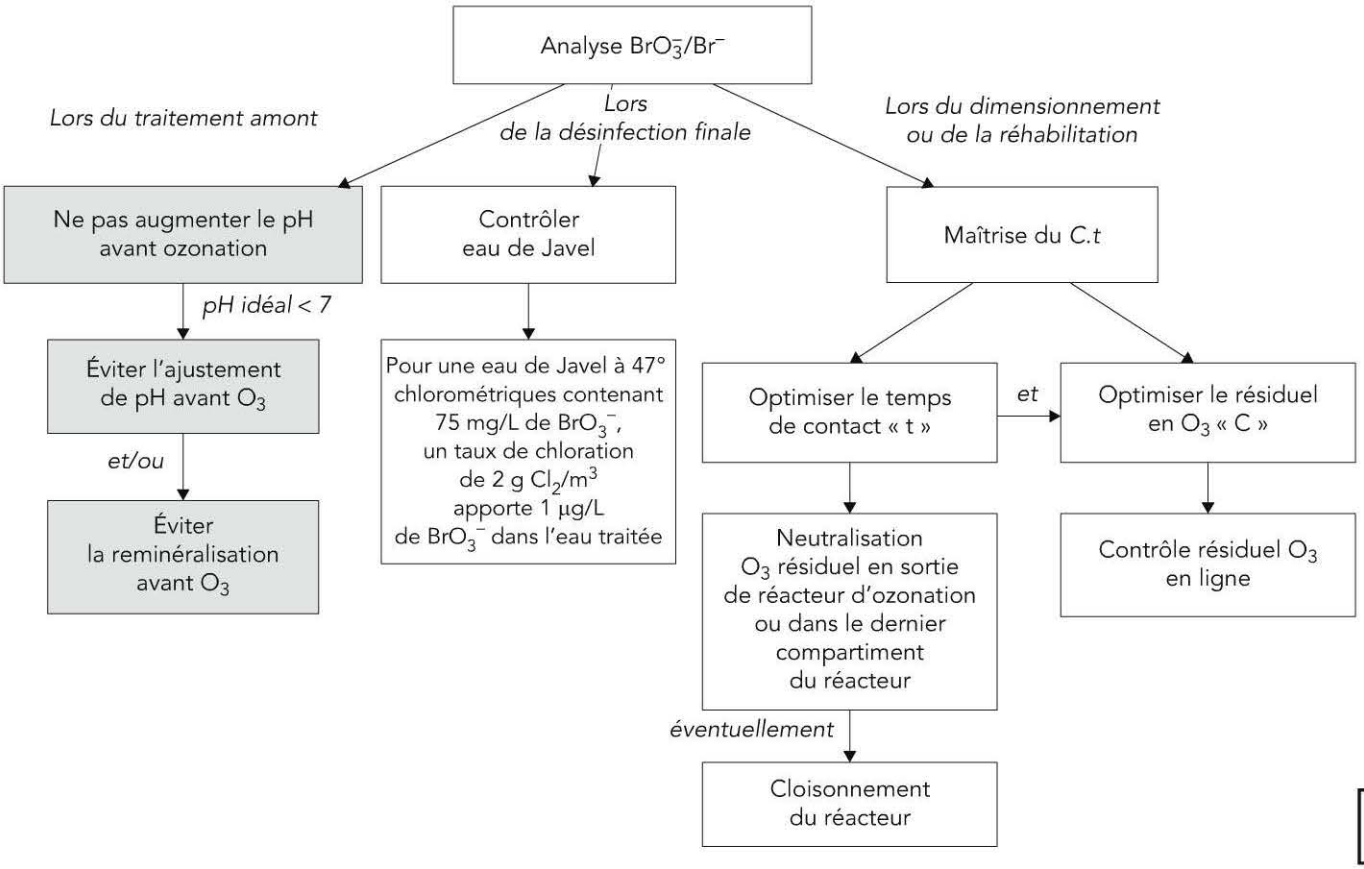


Figure 27.10 Pour limiter la formation de bromates dans les eaux traitées.

27.13 Cadmium

Cd : 112,4 g/mol
Limite de qualité : **5 µg/L** (en Cd total)

La toxicité du cadmium est relativement élevée (troubles rénaux, altérations osseuses, hypertension artérielle), mais les données recueillies ne permettent pas d'établir une action cancérogène par voie orale chez l'homme. Quelques enquêtes épidémiologiques associent le cadmium à un syndrome toxique caractérisé par une décalcification osseuse, une protéinurie et une glucosurie.

27.13.1 Le cadmium dans les eaux

Des pollutions industrielles sont l'origine principale de cet élément de post-transition, lorsque sa concentration est supérieure à quelques µg/L (traitement de surface métallique, fabrication de certains alliages, accumulateurs, peintures, nucléaire).

Le cadmium est présent dans les eaux naturelles sous forme Cd^{2+} principalement et, en milieu légèrement basique, sous forme $Cd(OH)^+$, voire Cd_4 pour les fortes concentrations (cf. F-E2). Il est généralement associé au zinc.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Le cadmium est dosé, comme beaucoup d'autres éléments traces métalliques, par SAA avec four graphite (l.d. : 0,05 µg/L) ou par ICP (0,3 µg/L) ou ICP/MS (0,05 µg/L).

27.13.2 Pour éliminer le cadmium dans les eaux

La clarification conventionnelle (avec coagulation au $FeCl_3$) permet généralement d'atteindre la limite de qualité, avec un pH de coagulation pas nécessairement compatible avec d'autres objectifs de qualité (il faut faire des essais « Jar-test »).

La décarbonatation à la chaux (ou à la soude) est une autre solution, mais nécessite des pH élevés (> 10) compte tenu des solubilités de $Cd(OH)_2$ moléculaire et de $CdCO_3$. La nanofiltration et l'osmose inverse sont des solutions efficaces mais peuvent difficilement être utilisées que pour cet objectif.

27.14 Carbone organique total (COT / COP / COD / CODB)

Référence de qualité :
– **2 mg/L** (en C du COT)
– Aucun changement anormal

Le carbone organique total ne présente pas de toxicité directe, sauf quand il inclut dans sa mesure des micropolluants organiques toxiques ou gênants (métabolites d'algues, pesticides, hydrocarbures, solvants chlorés, etc.), mais qui, d'une part, ne représentent qu'une très faible proportion du carbone organique, et d'autre part, font l'objet de réglementations et analyses spécifiques. Ce sont les effets indirects qui sont visés par cette référence de qualité, de type :

- désinfection, à cause de la consommation de désinfectants et la formation de sous-produits de désinfection (notamment THM et AHA) ;
- stabilité biologique de l'eau en réseau à cause de la présence de CODB ;
- qualités organoleptiques de l'eau (couleur, odeur, saveur) ;
- protection de certains procédés d'affinage (adsorption compétitive, colmatage membrane).

27.14.1 Le COT dans les eaux

Constitué d'une grande diversité de composés organiques (algues, bactéries, décomposition des matières végétales et animales aquatiques, rejets d'eaux usées urbaines et industrielles), c'est la part naturelle (appelée encore « matières organiques naturelles » ou « MON ») qui est prépondérante dans les eaux à potabiliser.

Copyright © 2015 Dunod.

Le dosage du carbone organique, quelle que soit sa fraction, est effectué à l'aide d'un appareil spécial (COT mètre) permettant de doser le CO_2 issu d'une décomposition (totale) thermique et/ou chimique de l'ensemble des composés carbonés présents dans l'échantillon. Il peut être exprimé sous différentes formes présentées dans le schéma de la figure 27.11 (cf. F-C8, pour fractionnement HPO/TPH).

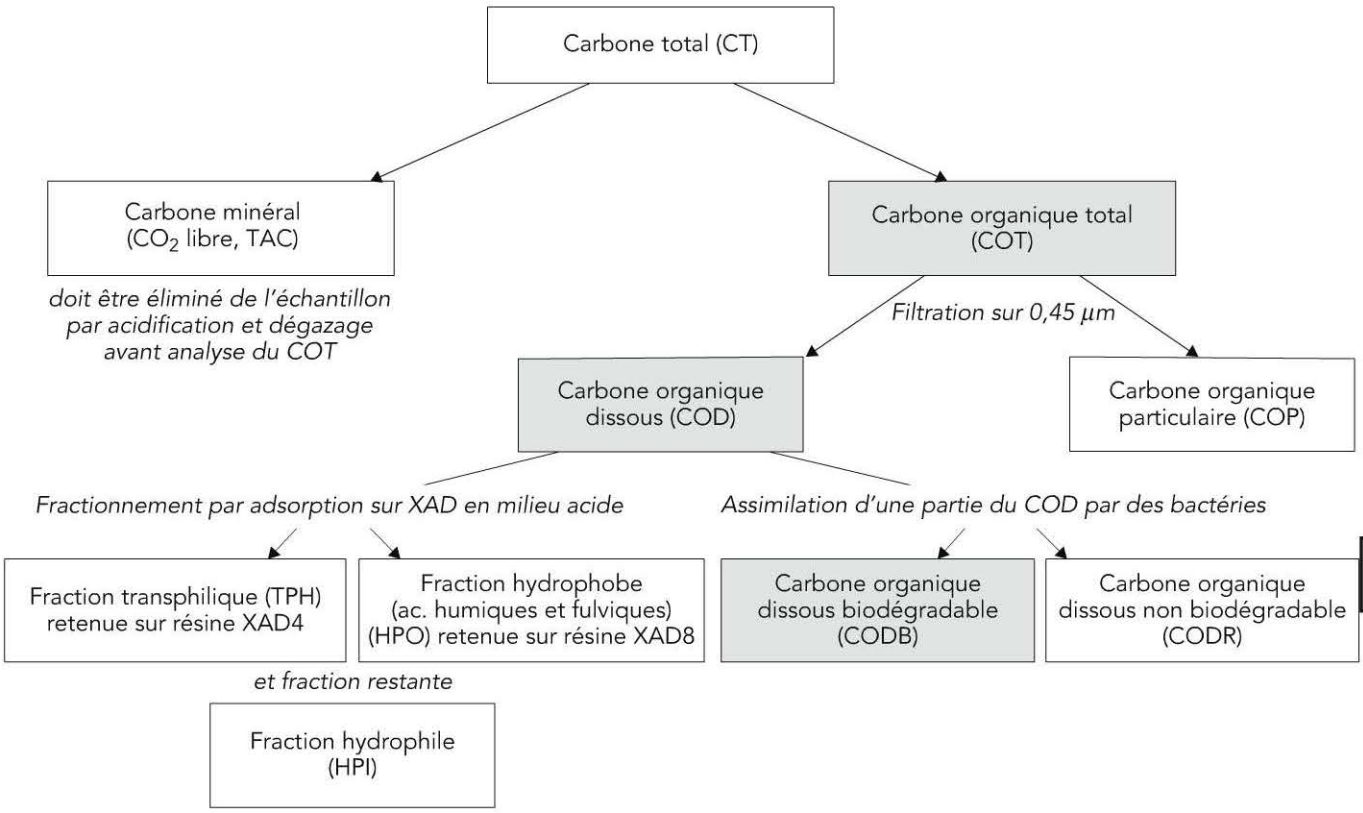


Figure 27.11 Différentes formes d'expression du carbone organique.

Les teneurs dans les eaux brutes varient sur une très large gamme, de 0,5 mg/L (en eaux souterraines d'excellente qualité) à plus de 15 mg/L (pour certaines eaux de retenue).

Remarques

- Pour une eau donnée, il existe souvent une bonne corrélation entre l'oxydabilité au $KMnO_4$ et le COD. Le rapport est généralement compris entre 1 et 1,5 mg O_2/mg C pour les eaux brutes et < 1 mg O_2/mg C pour les eaux traitées.
- Une autre relation existe entre le COD et l'absorbance UV mais le rapport est très variable et dépend largement de la saison et du traitement pour une eau donnée.
- Le SUVA (absorption UV spécifique) est le rapport de l'absorbance UV à 254 nm et du COD. Pour une eau traitée, il peut varier de 0,2 à 2 m^{-1}/(mg C/L) pendant que le COD ne varie que de 1,5 à 2 mg/L.

Copyright © 2015 Dunod.

27.14.2 Pour éliminer le COT dans les eaux

Plusieurs étapes de traitement participent à l'élimination du COT, le meilleur ratio efficacité/coût étant au niveau de la clarification quand elle inclut une étape de coagulation/floculation si possible en milieu légèrement acide.

Élimination du COP

Toutes les étapes de clarification éliminent très correctement le COP, si bien que COT et COD peuvent être généralement confondus après la clarification.

Élimination du COD par la clarification avec coagulation/floculation

C'est à ce niveau que le pourcentage d'élimination est le plus élevé, à condition que les choix du coagulant, de la dose et du pH de coagulation aient été optimisés (cf. § 9.3 et F-B7). Le meilleur résultat est obtenu par coagulation au chlorure ferrique à 2 mg Fe/mg COT (voire 3 pour les eaux de retenue) et à pH 5,5 (jusqu'à 80 % d'abattement).

Remarque

Ce sont les fractions HPO et TPH du COD (fractions précurseurs de formation de THM) qui sont particulièrement éliminées lors de la coagulation/floculation, alors que les fractions HPI (moins précurseurs à court terme) le sont beaucoup moins (cf. F-C8).

Effet de l'oxydation sur le COD et le CODB

Les étapes d'oxydation n'éliminent pas le COD mais le transforment. La chloration produit des sous-produits chlorés (et bromés) à partir du COD (en présence de bromures). L'action du dioxyde de chlore forme des sous-produits peu connus. L'ozone transforme le COD en le fractionnant et l'oxygénant, donc en le rendant plus biodégradable. On considère que l'ozonation des eaux de surface clarifiées augmente le CODB de 50 à 100 %.

Élimination du COD et du CODB résiduels par les traitements de finition

Un des objectifs des traitements de finition est d'éliminer le résiduel de COD. La filtration sur CAG, après quelques mois de fonctionnement, n'a un effet significatif que sur le CODB (0,2 à 0,4 mg/L d'abattement) (cf. § 23.4).

Les procédés couplant adsorption sur CAP et séparation liquide/solide abattent 30 à 40 % du COD et la totalité du CODB (cf. § 23.5).

Copyright © 2015 Dunod.

Élimination du COT par les procédés à membrane

Tous les procédés à membrane éliminent le COP. En absence de coagulation, la microfiltration et l'ultrafiltration ont peu d'effet sur le COD et le CODB. Seule la nanofiltration a un potentiel d'élimination très important, mais elle doit être utilisée en traitement de finition (cf. chapitre 25).

Pour lutter contre les non-conformités

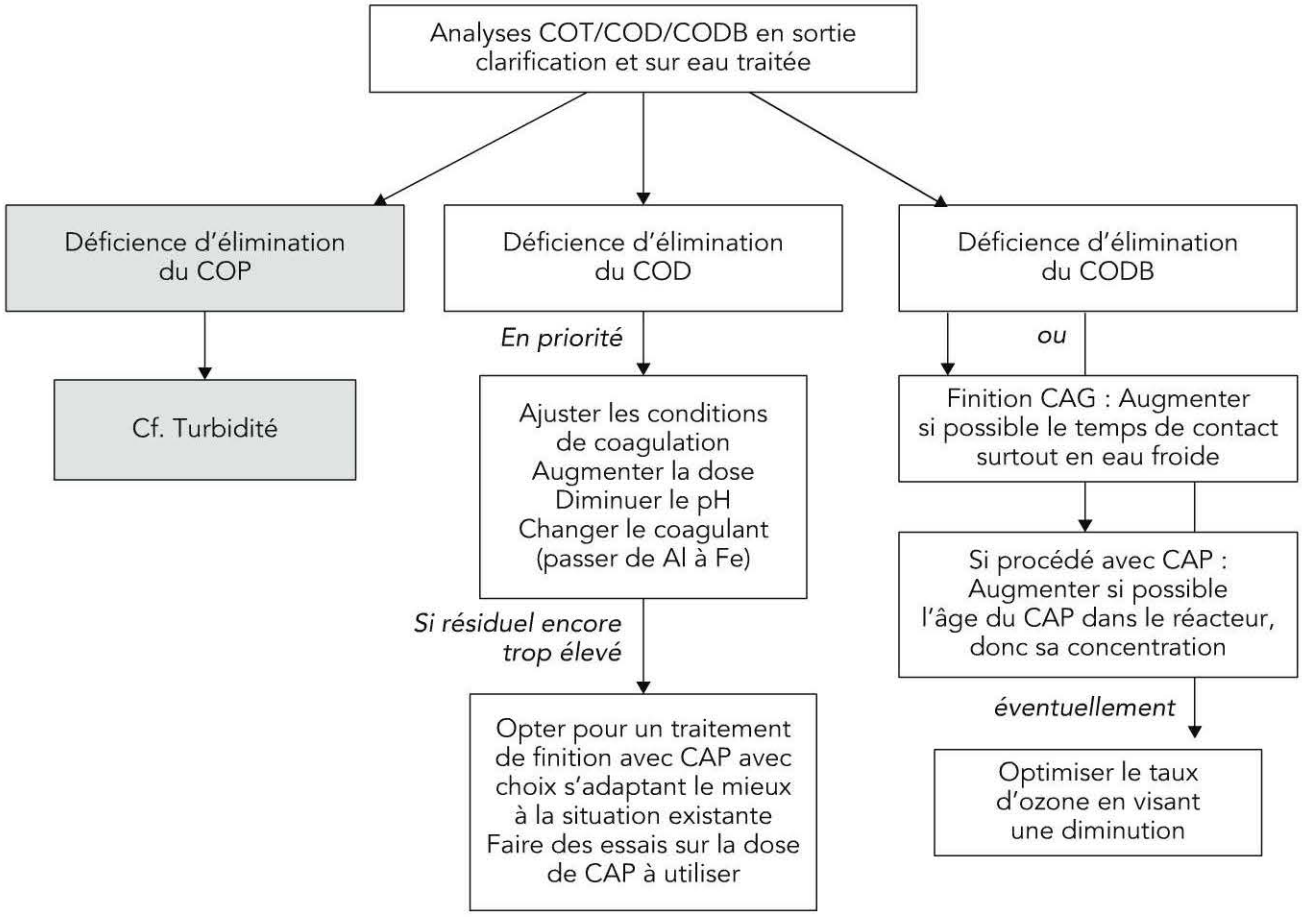


Figure 27.12 Pour éliminer le carbone organique.

27.15 Chlorates

ClO_3^- : 83,5 g/mol

La toxicité des chlorates est mal connue. Les chlorates ne semblent pas présenter d'inconvénients majeurs, mais la réglementation pourrait bientôt fixer une « norme », d'autant qu'il s'agit d'un herbicide et d'un oxydant.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.15.1 Les chlorates dans les eaux

Outre une pollution rare de l'eau brute par rejet industriel ou par usage en désherbage, les chlorates sont introduits ou formés dans l'eau traitée lors de l'utilisation du dioxyde de chlore en désinfection et/ou pré- et inter-oxydation. Ils sont soit présents dans la solution mère de ClO_2, soit issus de la réaction des chlorites avec l'ozone (cf. § 18.3 et F-C4).

Aucune technique ne permet de les doser à la limite de 0,1 µg/L applicable aux autres herbicides. La méthode utilisée est la chromatographie ionique (l.d. ≈ 30 µg/L).

Remarque

La concentration maximale des chlorates est fonction de la teneur en chlorites, elle-même fonction de la consommation de dioxyde de chlore (cf. § 27.16). Les concentrations observées dans les eaux en cours de traitement sont de quelques dixièmes de mg/L.

27.15.2 Pour limiter la formation de chlorates dans les eaux traitées

Éviter d'utiliser l'ozonation après une injection de dioxyde de chlore.

27.16 Chlore libre et chlore total

– Chlore libre : HOCl / ClO^- (exprimé en Cl_2)
– Chlore combiné : NH_2Cl + $NHCl_2$ + NCl_3 + chloramines organiques (exprimé en Cl_2)
– Chlore total : Cl_2 libre + Cl_2 combiné
Référence de qualité :
– Absence d'odeur ou de saveurs désagréables
– Pas de changement anormal

Le chlore libre aux concentrations présentes dans l'eau n'est pas toxique. Le problème souvent soulevé par le consommateur est de nature organoleptique (le goût de chlore ou d'eau de Javel). Son action désinfectante est indispensable, y compris dans le réseau.

Le chlore combiné est plus problématique à cause du trichlorure d'azote (ou trichloramine) dont on connaît la toxicité en tant que gaz. Sa présence dans les eaux potables est très faible (pas analysable) et les effets éventuels de son ingestion par l'eau sur la santé humaine ne sont pas connus.

Copyright © 2015 Dunod.

27.16.1 Le chlore libre et le chlore total dans les eaux

Le résiduel de chlore total dans les eaux distribuées (au robinet du consommateur) est de l'ordre de 0,1 à 0,5 mg Cl_2/L, la concentration en chlore libre étant identique (ou très proche) de ces valeurs.

La méthode de dosage dans l'eau à ces concentrations est généralement celle à la DPD (l.d. : 0,02 mg Cl_2/L), permettant de doser le chlore total et le chlore libre séparément. Des méthodes ampérométriques en continu sont plutôt utilisées en ligne sur les usines dans une gamme de mesure entre 0,01 et 5 mg/L Cl_2 libre (cf. § 17.2.2).

27.16.2 Pour limiter la présence de chlore total dans les eaux distribuées

Chlore combiné

Il est nécessaire de favoriser toutes les possibilités de nitrification de l'azote ammoniacal en amont de la chloration (cf. § 27.4). En cas de résiduel d'azote ammoniacal, il faut chlorer au « break-point » (cf. F-C10).

Chlore libre

La problématique est d'éviter que certains consommateurs (en tête de réseau) ne reçoivent pas une eau trop chlorée tout en essayant de maintenir un minimum de chlore libre résiduel (0,1-0,3 mg/L) en queue de réseau. Lors du traitement, il est donc nécessaire de diminuer la demande en chlore de l'eau afin de stabiliser le chlore résiduel (cf. § 14.4 et § 17.3). Des chlorations en réseau sont souvent nécessaires (cf. § 17.4). Une neutralisation du chlore peut être pratiquée par injection de réducteurs.

27.17 Chlorites

ClO_2^- : 67,5 g/mol
Référence de qualité : **200 µg/L**

La toxicité des chlorites par ingestion est reportée comme pouvant atteindre les cellules sanguines avec formation de méthémoglobine.

27.17.1 Les chlorites dans les eaux

La présence dans les eaux traitées est liée à l'utilisation du dioxyde de chlore en désinfection et/ou en oxydation, ClO_2^- étant le réducteur conjugué de ClO_2

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

(cf. § 14.4). Elle peut aussi provenir d'un défaut d'entretien des générateurs de dioxyde de chlore (cf. § 18.1).

La seule méthode sensible de dosage des chlorites est la chromatographie ionique (l.d. ≈ 0,05 mg/L).

Remarque

La formation « théorique » de chlorites est de 0,6 à 0,7 mg/mg ClO_2 consommé. En usine, la gamme de valeurs citées est plus large (cf. § 18.3). Compte tenu des taux de traitement par ClO_2, il est fréquent de trouver des concentrations en ClO_2^- bien supérieures à 0,2 mg/L.

27.17.2 Pour limiter la formation de chlorites dans les eaux distribuées

Il faut éviter de traiter au dioxyde de chlore une eau contenant des matières organiques (COD) puisque la réaction conduisant au résiduel de ClO_2 souhaité (0,2 mg/L) produit 0,2 à 0,3 mg ClO_2^- par mg de COD (cf. § 18.3).

Quand ClO_2 est utilisé comme oxydant en pré- ou inter-oxydation, l'utilisation d'un traitement de finition avec charbon actif réduit totalement les chlorites sans former de chlorates. Il faut noter que l'ozonation oxyde rapidement les chlorites en chlorates (cf. F-C4).

27.18 Chlorures

Cl^- : 35,5 g/mol

Référence de qualité :

– **250 mg/L**

– L'eau ne doit pas être agressive.

Cette référence de qualité est liée essentiellement à la qualité organoleptique et à la corrosivité de l'eau. Elle s'applique en particulier aux eaux de mer et aux eaux saumâtres dessalées. Toutefois sa présence couplée à celle du sodium peut induire des effets chroniques d'hypertension artérielle.

27.18.1 Les chlorures dans les eaux

Les teneurs en chlorures dans les eaux douces sont très généralement bien inférieures à la référence de qualité. Toutefois pour certaines eaux souterraines ou de surface subissant l'impact maritime ou une pollution industrielle (mines, chimie), les

Copyright © 2015 Dunod.

concentrations peuvent être plus importantes. Il faut noter que la présence de bromures est souvent reliée à celles de chlorures (dans un ratio Cl^-/Br^- d'environ 10^3).

27.18.2 Pour limiter et éliminer les chlorures dans les eaux

Quand une eau contient une teneur élevée en chlorures, il faut éviter les réactifs de traitement (comme $FeCl_3$) ou les procédés apportant des chlorures (par exemple, les résines échangeuse d'anions).

Les seuls traitements possibles sont l'osmose inverse et la distillation.

27.19 Chlorure de vinyle (CVM)

C_2H_3Cl : 62,5 g/mol
Limite de qualité : **0,5 µg/L** (concentration en monomère)

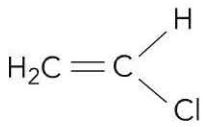


Figure 27.13 Chlorure de vinyle

La toxicité du chlorure de vinyle serait liée à sa transformation possible en métabolites (oxyde de chloroéthylène et chloroacétaldéhyde) qui se caractérise par un dysfonctionnement du système nerveux central et l'angiosarcome hépatique. Il est cancérigène certain pour l'homme, prioritairement sur le foie.

27.19.1 Le chlorure de vinyle dans les eaux

C'est le monomère du polychlorure de vinyle (PVC) utilisé dans de nombreux organes de production et de distribution des eaux.

Le CVM est dosé par GC/SM après extraction liquide/liquide ou par espace de tête ou encore par « *purge and trap* ». La majorité des contrôles dans les eaux distribuées sont inférieurs à la limite requise mais quelques dépassements sont parfois observés, notamment sur les réseaux possédant du PVC antérieur aux années 1980.

27.19.2 Pour limiter la présence de chlorure de vinyle dans les eaux distribuées

La mesure prioritaire est préventive au niveau de la qualité du matériau. Aujourd'hui, le PVC au contact des aliments contient moins de 1 mg de CVM par kg de PVC. Toutefois, la moitié des linéaires ont plus de 30 ans dont une partie plus de 50 ans, avec des PVC qui pouvaient contenir initialement près de 1 g de

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

CVM par kg de PVC. La teneur de ces anciens linéaires est encore aujourd'hui de 0,1 à 0,2 g/kg et il faut donc les remplacer (ce qui est très coûteux).

En cas de présence dans l'eau brute, le CVM est adsorbable sur charbon actif et oxydable par l'ozone. Il faut noter que le chlore ne l'oxyde pas, même à long terme (9 jours).

27.20 Chrome

Cr : 52,0 g/mol
Limite de qualité : **50 µg/L** (en Cr total)

Le chrome hexavalent (Cr^{VI}) est classé cancérogène pour l'homme en raison de sa toxicité, notamment par inhalation. Fin des années 2000, des études de toxicité par ingestion du Cr^{VI} ont conduit plusieurs organismes à s'interroger (et à revoir) les valeurs toxicologiques de référence pour le Cr^{VI} par ingestion.

La limite de qualité des eaux de consommation humaine pour le chrome total est très inférieure à la dose toxique du Cr^{III}, mais pourrait être revue prochainement à la baisse pour le Cr^{VI} (conseillée à 6 µg/L par l'ANSES).

27.20.1 Le chrome total dans les eaux (et le chrome hexavalent)

C'est l'utilisation industrielle, notamment des dichromates (chromage électrolytique, tanneries, procédé anti-corrosion), qui est principalement à l'origine du chrome dans les eaux naturelles.

Le chrome hexavalent (Cr^{VI}), quand il est présent dans les eaux, est sous forme CrO_4^{2-} (chromate) et $Cr_2O_7^{2-}$ (dichromate). Sous forme réduite (Cr^{III}), les espèces prépondérantes au pH des eaux naturelles sont principalement Cr^{3+} et secondairement $Cr(OH)^{2+}$, $Cr(OH)_2^{+}$, $Cr_2(OH)_2^{4+}$ et $Cr_3(OH)_4^{5+}$ (cf. F-E2).

Le chrome total est dosé par SAA avec four graphite (l.d. : 0,5 µg/L) ou par ICP (1 µg/L) voire par ICP/MS (0,01 µg/L). L'analyse par spéciation du chrome n'est pas une méthode de routine. Le couplage chromatographie ionique/ICP/MS est une solution pour quantifier le chrome hexavalent jusqu'à des concentrations de l'ordre de 0,2 µg/L.

Remarque

Des récents travaux de l'ANSES portant sur une centaine d'usines de traitement et les réseaux de distribution correspondants ont montré la présence inquiétante de Cr^{VI} dans les eaux traitées et distribuées, à des concentrations supérieures à 6 µg/L pour environ 10 % des cas et à des teneurs comprises entre 20 et 50 µg/L pour quelques cas isolés.

Copyright © 2015 Dunod.

27.20.2 Pour éliminer le chrome dans les eaux

En présence de Cr^{VI}, il faut d'abord diminuer le potentiel d'oxydation en ajoutant généralement du bisulfite de sodium $NaHSO_3$ (ou encore de l'anhydride sulfurique SO_2, du sulfite de sodium Na_2SO_3, voire du sulfate ferreux $FeSO_4$) de façon à réduire le Cr^{VI} en Cr^{III}.

Le Cr^{III} peut être éliminé par coagulation/floculation au chlorure ferrique (pH 6 à 9) ou au sulfate d'aluminium (pH 7 à 8). La décarbonatation à la chaux ou à la soude permet d'éliminer également le Cr^{III} à pH optimum compris entre 8,5 et 9. Attention, à pH plus élevé, le Cr^{III} redevient soluble sous forme $Cr(OH)_4^-$.

27.21 Conductivité

γ en siemens/mètre (S/m)
Référence de qualité :
– **Entre 180 et 1 000 µS/cm** à 20 °C (de 55,5 à 10 Ω.m)
– L'eau ne doit pas être agressive.

La conductivité électrique d'une eau est fonction de la concentration en ions dans l'eau, donc de la minéralisation de l'eau. Sans réel danger pour la santé humaine lorsque les ions sont naturels, ce paramètre de qualité fait l'objet d'une référence pour des raisons de confort du consommateur et du réseau (entartrage et corrosion).

27.21.1 La conductivité des eaux

C'est la conductance d'une épaisseur d'eau de 1 cm entre deux électrodes de 1 cm^2 de surface. C'est l'inverse de la résistivité électrique (en $\Omega^{-1}.m^{-1}$).

Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre en même temps que la température de l'eau. La conductivité à 20 °C peut être déduite de la conductivité mesurée à une température différente.

Remarque

Plusieurs types de relations existent entre la minéralisation de l'eau et la conductivité électrique dont :

– Minéralisation (en mg/L) = 0,688 x Conductivité à 20 °C (en µS/cm)

– Somme des anions et des cations (en °f) = 0,05 x Conductivité à 20 °C (en µS/cm)

Copyright © 2015 Dunod.

Tableau 27.2 Relations entre la conductivité électrique de l'eau et la minéralisation.

Conductivité γ (µS/cm)	Minéralisation
< 100	Très faible
100 à 180	Faible
180 à 333	Moyenne
333 à 666	Moyenne accentuée
666 à 1 000	Importante
> 1 000	Très importante

27.21.2 Pour réguler la conductivité des eaux

Pour les eaux peu minéralisées, la reminéralisation est fréquemment réalisée pour annuler le pouvoir corrosif. Pour les eaux trop fortement minéralisées, la décarbonatation par la chaux ou par la soude est souvent le meilleur compromis de traitement puisque la salinité est en grande partie due au TAC et TH calcique.

Pour les eaux saumâtres et l'eau de mer, l'osmose inverse, l'électrodialyse et la distillation sont les seules opérations possibles.

27.22 Couleur

Référence de qualité :
– ≤ **15 mg/L Pt** (échelle Pt/Co)
– Acceptable pour les consommateurs
– Aucun changement anormal

La couleur des eaux est indicatrice de dangers et/ou de difficultés de traitement. Elle est généralement révélatrice de la présence de matières organiques naturelles, de phytoplancton, de fer et/ou de manganèse ou encore de rejets industriels colorés.

27.22.1 La couleur des eaux

On appelle couleur vraie celle qui est due aux seules substances dissoutes et couleur apparente celle liée à la présence de turbidité.

La couleur est analysée par comparaison avec des solutions de référence constituée d'un mélange d'acide de chloroplatinate de potassium et de chlorure de cobalt. Elle est exprimée en mg/L Pt. Elle s'exprime encore en unités Hazen (équivalant à 1 mg/L Pt). Une coloration de 5 unités est déjà décelée par beaucoup d'utilisateurs.

Copyright © 2015 Dunod.

27.22.2 Pour éliminer la couleur des eaux

La couleur apparente liée aux particules est éliminée comme la turbidité (cf. § 27.54). La couleur vraie, quand elle est liée aux matières organiques, est éliminée comme le COT et l'oxydabilité au $KMnO_4$ (cf. § 27.14). L'ozonation (en finition comme en prétraitement) est un procédé très efficace pour éliminer la couleur « organique » en modifiant les composés qui en sont responsables (ouverture des doubles liaisons, production de fonctions oxygénées, diminution des masses moléculaires, augmentation de la biodégradabilité).

27.23 Cuivre

Cu : 63,5 g/mol
Limite de qualité : **2 000 µg/L**
Référence de qualité : **1 000 µg/L** (en Cu total)

Fongicide et algicide bien connu, la toxicité du cuivre pour l'homme est incertaine et les besoins quotidiens d'un adulte sont estimés à 2 mg, ce qui explique la valeur élevée de la limite imposée. Sa présence dans l'eau potable peut toutefois dégrader les qualités organoleptiques. C'est pourquoi la référence de qualité est plus faible que la limite de qualité.

27.23.1 Le cuivre dans les eaux

Le cuivre peut être naturellement présent dans les ressources en eaux ou peut être issu de pollution industrielle (métallurgie, industrie textile) ou encore agricole (traitements algicide et fongicide). Son origine principale au robinet du consommateur est liée à la corrosion des tuyauteries privées en cuivre.

Aux pH des eaux potables il est chimiquement présent sous forme Cu^{2+}, $Cu(OH)^{+}$ et $Cu_2(OH)_2^{2+}$ (cf. F-E2). Son analyse est pratiquée par SAA four graphite (l.d. : 0,5 µg/L) ou ICP (1 µg/L), voire ICP/MS (0,02 µg/L).

Remarques

• Une étude conduite en 1996 avait conclu sur le fait que les non-conformités au robinet du consommateur n'étaient observées que pour les eaux agressives.

• Certaines études européennes plus récentes suggèrent que les eaux dures contenant des matières organiques naturelles sont susceptibles de mieux dissoudre le cuivre, phénomène non vérifié en France (mais les eaux distribuées à la fois dures et riches en matières organiques naturelles sont rares).

Copyright © 2015 Dunod.

27.23.2 Pour éliminer le cuivre dans les eaux et pour limiter sa dissolution dans le réseau

Quand le cuivre est présent dans la ressource, il est généralement bien éliminé par clarification incluant une coagulation. En cas de pollution plus importante notamment dans une eau douce, une pré-reminéralisation (CO_2 + soude ou chaux) peut suffire pour faire précipiter l'hydroxo-carbonate de cuivre. L'adsorption du cuivre sur différents matériaux (alumine activée, dioxyde de manganèse) ou la décarbonatation par la chaux (ou par la soude) sont des alternatives possibles.

Quand le cuivre provient du réseau privé de distribution, il faut éviter avant tout que l'eau distribuée soit agressive et pratiquer une mise à l'équilibre en usine.

27.24 Cyanures totaux

- CN^- : 26 g/mol
- CNO^- : 42 g/mol
- Isocyanates ($RCNO^-$) et complexes cyanurés

Limite de qualité : **50 µg/L** (en CN de cyanures totaux)

La toxicité des cyanures (CN^-) est liée à la possibilité de libérer de l'acide cyanhydrique (caractère foudroyant) qui dépend elle-même du cation correspondant (les cyanures alcalins sont beaucoup moins stables et plus dangereux que les cyanures complexes, comme les ferrocyanures par exemple). L'intoxication chronique se caractérise par l'asthénie, une perte de poids, des troubles digestifs, nerveux et cardiaques. La toxicité augmente quand le pH de l'eau diminue.

Les cyanates (CNO^-) ont une toxicité faible et les isocyanates ($RCNO^-$ avec R : alkyl ou aryl) une toxicité significative.

27.24.1 Les cyanures dans les eaux

La présence (rare) de cyanures totaux dans les eaux naturelles a pour origine des pollutions industrielles (galvanoplastie, cokeries, industrie textile, chimie).

Le dosage des cyanures totaux est précédé d'une décomposition thermique de l'ensemble des cyanures en cyanures libres qui sont ensuite transformés par la chloramine T en chlorure de cyanogène. Ce dernier est soit complexé pour être dosé par spectrométrie d'absorption moléculaire (l.d. : 0,2-1 µg/L), soit analysé par chromatographie gazeuse (5 µg/L ou beaucoup moins par GC/MS).

Copyright © 2015 Dunod.

Remarque

Le chlorure de cyanogène (ClCN) se forme par action du chlore libre (HOCl) sur les matières organiques en présence d'azote ammoniacal. Ce composé se transforme rapidement en cyanures dans l'organisme.

27.24.2 Pour éliminer les cyanures dans les eaux

L'oxydation chimique est la solution la mieux adaptée pour éliminer les cyanures lors de la production d'eau potable (cf. F-C4). L'ozone (O_3) et le chlore libre (HOCl) oxydent les cyanures totaux en cyanates alors que le dioxyde de chlore (ClO_2) n'oxyde que les cyanures libres. Les cyanates peuvent être oxydés par l'ozone ou par le chlore libre en anhydride carbonique, mais beaucoup plus lentement.

27.25 1,2-dichloroéthane

$C_2H_4Cl_2$: 99 g/mol
Limite de qualité : **3 µg/L**

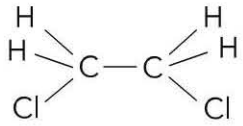


Figure 27.14 1,2-dichloroéthane

Le 1,2-dichloroéthane a une action carcinogène et mutagène. Il entraîne des augmentations pondérales du foie et des reins chez l'animal et des atteintes du système nerveux central. Il est assimilé à une substance cancérogène pour l'homme.

27.25.1 Le 1,2-dichloroéthane dans les eaux

Sa présence dans les eaux naturelles est liée à son utilisation comme fumigant pour les céréales et comme composé industriel (fabrication du chlorure de vinyle, solvant, additif à l'essence). Il peut également provenir de la dégradation biologique des tri- et tétra-chloroéthylène.

Son dosage dans les eaux est pratiqué par chromatographie gazeuse avec espace de tête (ou « *purge and trap* ») couplée à la spectrométrie de masse (l.d. : 0,15 µg/L).

27.25.2 Pour éliminer le 1,2-dichloroéthane dans les eaux

L'oxydation chimique est inefficace (dans les conditions pratiquées en eau à potabiliser). L'aération et le dégazage présentent un rendement assez limité pour

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

ce polluant et l'adsorption sur filtre CAG présente une capacité faible. Les traitements de finition couplant un lit de CAP (en concentration élevée) et une séparation liquide/solide sont les mieux adaptés.

27.26 Épichlorhydrine

C_3H_5ClO : 92,5 g/mol
Limite de qualité : **0,1 µg/L** (concentration en monomère)

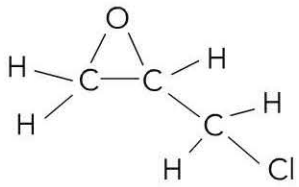


Figure 27.15 Épichlorhydrine

L'épichlorhydrine est une substance toxique, assimilée à un carcinogène pour l'homme avec des effets reprotoxiques mis en évidence sur animaux.

27.26.1 L'épichlorhydrine dans les eaux

Utilisée dans la fabrication de certains revêtements de conduite et de réservoir (résines époxy), les traces de monomère peuvent être retrouvées dans les eaux distribuées au robinet du consommateur.

Son dosage à un tel niveau de sensibilité est discutable. Il consiste en une extraction liquide/solide suivie d'une analyse par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (l.d. ≈ 0,1 µg/L).

27.26.2 Pour éviter la présence d'épichlorhydrine au robinet du consommateur

Il s'agit ici de prévention sur la qualité des matériaux mis en contact avec l'eau distribuée.

27.27 Équilibre calco-carbonique

Référence de qualité :
– $\mathbf{-0{,}2 \leq pH_{éq.} - pH_{\text{in situ}} \leq +0{,}2}$
– L'eau ne doit pas être agressive

Les enjeux sont importants, que ce soit au niveau de la protection du consommateur (dissolution du Cu et du Pb des matériaux des conduites, maintien du

Copyright © 2015 Dunod.

chlore en réseau, risques de contamination), de la conduite du traitement (variations difficiles du pH dues à un pouvoir tampon trop faible ou trop élevé) ou du maintien de l'état du réseau (casses dues à la corrosion, entartrage). La réglementation conseille que soit respectée la référence, mais l'objectif classique est de distribuer une eau légèrement incrustante.

27.27.1 L'équilbre calco-carbonique des eaux

Un des équilibres chimiques les plus importants dans les eaux est celui qui permet de maintenir en solution les ions calcium et hydrogénocarbonate (ou bicarbonate) grâce au CO_2 dissous :

$$CaCO_{3(solide)} + CO_{2(dissous)} + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + 2\ HCO_3^-$$

Cet équilibre se maintient quand une certaine concentration en CO_2 dissous (ou « libre ») est présente. Cette concentration, appelée « CO_2 équilibrant », peut se calculer. Sa comparaison avec le CO_2 réellement dissous dans l'eau étudiée (qui peut également se calculer) permet de définir la caractéristique calco-carbonique de l'eau :

- si CO_2 libre > CO_2 équilibrant, l'eau est agressive (ou corrosive) ;
- si CO_2 libre < CO_2 équilibrant, l'eau est incrustante (ou entartrante).

Il existe, pour chaque eau, une valeur de pH au-dessus de laquelle le carbonate de calcium solide précipite et, en se déposant, joue un rôle protecteur des canalisations. C'est le pH d'équilibre ou pH de Langelier ou pH de saturation, symbolisé par pH_S. La teneur en CO_2 correspondante s'appelle alors « CO_2 équilibrant ». Si le pH de l'eau est supérieur au pH_S, l'eau aura tendance à être entartrante ou incrustante et, s'il est inférieur, l'eau aura tendance à être agressive ou corrosive (cf. § 22.1).

Plusieurs paramètres doivent être analysés ou calculés (TAC, TH calcique, pH, CO_2, température) ainsi que des indices de corrosivité (cf. § 22.2).

27.27.2 Atteindre l'équilibre calco-carbonique des eaux

Pour atteindre cet objectif, les différents traitements possibles, dépendant du type d'eau (qualité et origine) et du débit, consistent :

- à prévenir la corrosion en supprimant le CO_2 agressif (cf. § 22.3.2) et/ou en augmentant le TAC et le TH calcique par reminéralisation (cf. § 22.3.3) ;
- ou encore à réduire le potentiel entartrant en éliminant une partie du TAC par décarbonatation (cf. § 22.3.4) et/ou du TH calcique par adoucissement (cf. § 22.3.5).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.28 Fer total

Fe : 55,8 g/mol
Référence de qualité : **200 µg/L** (en Fe total)

Le fer est un élément indispensable pour l'homme, mais sa présence dans l'eau potable distribuée occasionne des désagréments (goût de fer décelable à partir de 50 µg/L) ainsi que des problèmes d'exploitation (corrosion, dépôt de boues d'hydroxyde de fer).

27.28.1 Le fer dans les eaux

Le fer, élément essentiel dans la nature, est évidemment présent naturellement dans les ressources en eaux. Dans les eaux souterraines, il est dissous sous forme réduite (Fe^{II}) parfois à des concentrations atteignant 10 mg/L. Dans les eaux superficielles, il est présent jusqu'à quelques mg/L, plutôt sous forme oxydée (Fe^{III}) particulaire et parfois sous formes solubles réduite libre (eau de retenue) ou oxydée complexée (cf. F-E2). Sa présence est souvent associée à celle du manganèse (cf. § 27.31), parfois de l'arsenic (cf. § 27.6) ou de l'azote ammoniacal (cf. § 27.4).

Les conditions de traitement et de distribution peuvent générer sa présence dans l'eau, en cours de traitement (coagulation par $FeCl_3$) ou lors de la distribution (corrosion chimique et bactérienne).

Le fer total est facilement analysable par des méthodes d'absorption moléculaire (colorimétriques) sous sa forme dissoute ou après minéralisation du particulaire (l.d. : 10 µg/L). L'analyse peut être également pratiquée par SAA avec four graphite (1 µg/L) ou par ICP (1 g/L), voire par ICP/MS (0,5 µg/L). La différenciation entre le fer dissous et le fer particulaire se fait par filtration 0,45 µm avant dosage.

27.28.2 Pour éliminer le fer présent dans les eaux brutes et limiter sa génération lors du traitement et de la distribution

L'objectif idéal de traitement à atteindre est un résiduel de fer total ≤ 30 µg/L.

Le fer ferrique particulaire (et dissous complexé) dans les eaux de surface

Ce problème est généralement très facilement réglé par la clarification, avec un éventuel rehaussement du pH (au plus tard avant la filtration).

Copyright © 2015 Dunod.

Le résiduel de coagulant

Quand un résiduel de coagulant est présent, il faut suivre la même démarche que pour l'aluminium (cf. § 27.3). Si la fuite est du fer ferrique dissous, c'est souvent un problème de complexation (aux matières organiques naturelles) suite à un sous-dosage de coagulant (la dose minimale de coagulant à respecter est de 2 mg Fe/mg COD et peut atteindre 3 mg/mg). Un rehaussement du pH avant la filtration diminue significativement la fuite.

Le fer dissous seul dans les eaux souterraines et les eaux superficielles (généralement) en voie d'eutrophisation

Il y a trois types de procédés pour traiter le fer (principalement sous forme Fe^{II}), par voie physico-chimique, par voie catalytique et par voie biologique. Dans tous les cas, Fe^{2+} est oxydé en $Fe(OH)_3$ solide. Le tableau 27.3 présente sommairement ces trois procédés, avec quelques détails en remarques.

Remarques

- L'aération peut être réalisée en filtre fermé (lave volcanique de 2 à 5 cm ou pouzzolane de 4 à 8 cm sur une hauteur de 1,5 à 2 m, 30 à 50 m/h de vitesse d'eau et 10 m/h de vitesse d'air), ou par cascade, ou encore par pulvérisation ou ruissellement. Elle permet également de dégazer le CO_2.

- En général, la vitesse de l'oxydation augmente avec le pH et diminue avec la présence de complexants (silice, phosphates, COT).

- Par aération, un pH < 7 nécessite plusieurs heures d'oxydation, voire annule les effets de l'oxydation (quand pH ≈ 6). À pH > 7,2, la présence de SiO_2 (à partir de 10 mg/L) ralentit très fortement l'oxydation et peut annuler son effet.

- En eau de surface, une bonne clarification (coagulation au $FeCl_3$ et décantation à contact de boues), éventuellement précédée d'une pré-oxydation (O_3 ou ClO_2) et suivie d'un ajustement de pH et d'une filtration, permettent d'obtenir d'excellents résultats. S'il y a présence de manganèse, il suffit souvent d'introduire une oxydation par le permanganate de potassium avant la filtration.

- La déferrisation biologique repose sur le principe du développement de bactéries spécifiques du fer (bactéries filamenteuses, pédonculées et *Eubacteria*) qui induisent une oxydation et une précipitation dans les filtres.

- La déferrisation biologique entre pH 6,5 et 7 reste délicate.

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.

Tableau 27.3 Les trois procédés de déferrisation.

Type de procédé	Oxydation (dose minimum, pH minimum)	Séparation liquide/solide	Avantages et inconvénients
Procédé physico-chimique	• Aération : 0,14 g O_2/g Fe ; pH > 7,2 • Chloration : 0,6 g Cl_2/g Fe ; pH > 7 • ClO_2 : 1,2 g ClO_2/g Fe ; pH > 6,8 • Ozonation : 0,4 g O_3/g Fe ; pH > 6,8 • $KMnO_4$: 0,56 g $KMnO_4$/g Fe ; pH > 6,8 • Éventuelle correction de pH	• Décantation si Fe > 5 mg/L • Filtration directe sous pression ou gravitaire (débits importants) • Filtre (sable monocouche ; *t.e.* = 0,75-0,95 mm ; *H* = 0,8-2 m ; 5 à 10 m/h ; capacité de 200 à 1 000 g Fe/m^2 • Boues produites : 1,9 g $Fe(OH)_3$/g Fe^{2+}	• Élimination simultanée possible avec Mn • Démarrage immédiat • Possibilité de traiter d'autres substances (As, COT) • Coûts élevés d'investissement et de fonctionnement
Procédé catalytique	• Oxydation catalytique sur le filtre • Éventuelle correction de pH	• Utilisé quand le manganèse est également présent (cf. § 27.31).	• Élimination simultanée possible du Mn • Démarrage immédiat (maturation de 10 à 15 min) • Régénération en continu ou séquencée • Coûts élevés d'investissement et de fonctionnement
Procédé biologique	• Aération modérée (E_H = 100 à 400 mV ; *rH* > 14)(1) • Éventuelle correction de pH (pH compris entre 6,5 et 7,3)	• Filtration directe sous pression ou gravitaire (débits importants) • Filtre (sable monocouche ; *t.e.* ≥ 1,35 mm ; *H* = 1-2 m ; 20 à 40 m/h ; capacité de 1 000 à 5 000 g Fe/m^2	• 2 à 3 fois moins de surface de filtration • Capacité 5 fois plus élevée • Pas ou peu de réactifs • Souplesse d'exploitation (accepte facilement les variations de concentration) • Boues plus faciles à déshydrater • Coût plus faible que les autres procédés • Période nécessaire d'ensemencement (1 à 3 jours) • Fer impérativement sous forme dissoute • Essais pilotes recommandés

(1) $rH = (E_H/0{,}029) + 2 \times pH$ et $E_H = E_{calomel} + 0{,}248$ V

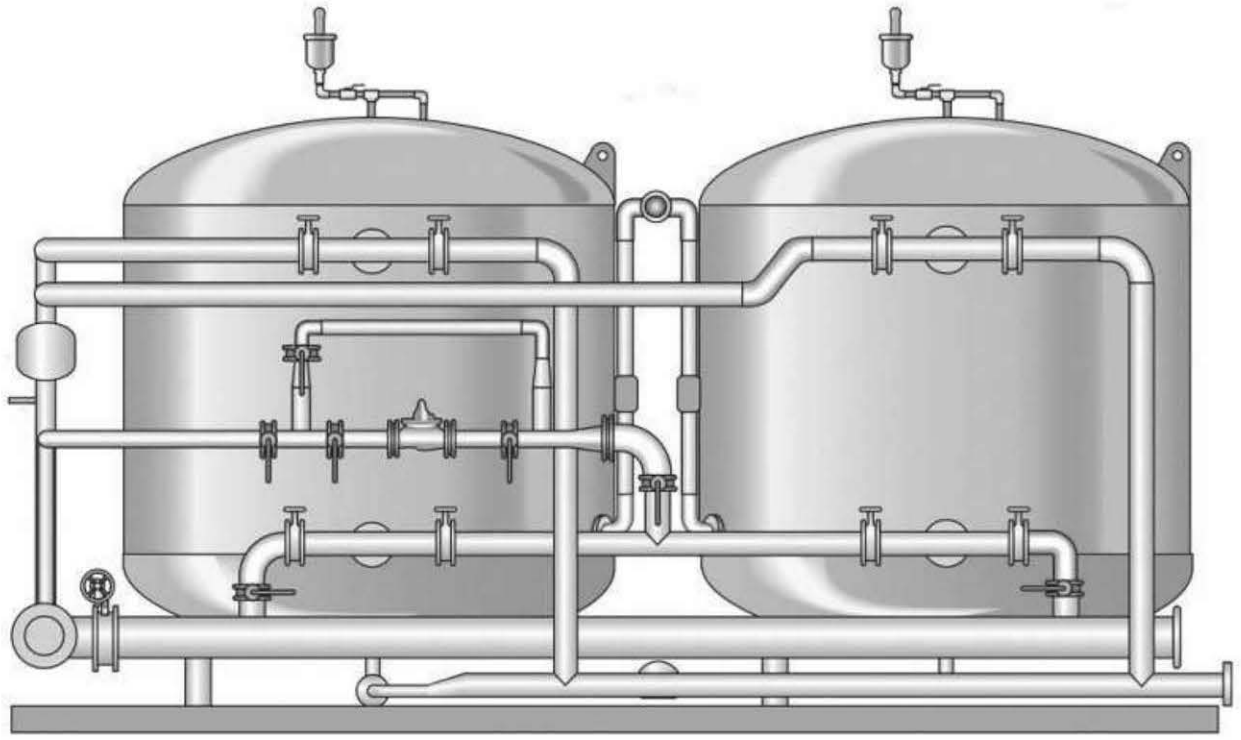


Figure 27.16 FERRAZUR® / MANGAZUR®.
Procédés de filtration biologique pour l'abattement du fer, du manganèse et de l'arsenic présents dans les eaux de surface et souterraines. Les bactéries naturellement présentes dans l'eau oxydent rapidement ces métaux dissous. Les précipités formés sont retenus en passant à travers un média naturel. Les cinétiques d'oxydation biologique rapides permettent la réduction de la dimension des filtres et les empreintes au sol des usines. Le taux de rétention des métaux sur la Biolite™ « S » est plus élevé et permet des cycles de filtration plus longs.
(Illustration et légende fournies par ©SUEZ environnement)

Le fer ferreux associé à un autre élément dans les eaux souterraines et les eaux superficielles (généralement en voie d'eutrophisation)

La présence simultanée de manganèse (cf. § 27.31) dans les eaux ferrugineuses est fréquente. Dans ce cas l'élimination du fer et du manganèse par voie physico-chimique sur le même filtre est rare (avec une coagulation dans ce cas pour mieux retenir le MnO_2). L'élimination du fer est alors conçue en première étape (aération et 1re filtration) et celle du manganèse en seconde étape (oxydation et 2e filtration). De même, l'élimination simultanée du manganèse par déferrisation biologique n'est pas possible, sauf pour des conditions très particulières (pH 7, rapport Fe/Mn > 5).

En présence d'azote ammoniacal, le procédé physico-chimique ne permet pas l'élimination de ce polluant associé (sauf si présence d'une chloration). Par contre la déferrisation biologique et la nitrification peuvent se faire simultanément sur

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

le même filtre (si $N\text{-}NH_4^+ < 0{,}5$ mg/L). Pour des concentrations plus élevées en ammonium, il faut traiter sur deux filtres séparés en commençant par la déferrisation.

Lors de la déferrisation biologique d'eau contenant de l'arsenic, il est observé une baisse systématique et significative de l'arsenic total sans atteindre toutefois les 10 µg/L imposés par la réglementation. Il est souvent nécessaire dans ce cas de doper en $FeSO_4$ à des concentrations qui dépendent de la teneur initiale en arsenic total (Fe^{II} ajouté]/$[As]_t$ en moyenne de l'ordre de 30 µg/µg).

Le fer introduit lors de la distribution

L'eau doit être à l'équilibre calco-carbonique pour éviter les problèmes de corrosion.

27.29 Fluorures

F : 19 g/mol
Limite de qualité : **1 500 µg/L** (en F de fluorures totaux)

Le fluor est ostéotrope et des phénomènes d'ostéoporose ont été constatés sur des sujets ayant consommé longtemps des eaux contenant plusieurs mg/L de fluor, ainsi que des altérations dentaires très marquées (populations résidant en zones de gisements de phosphates). Il existe une relation entre la teneur en eau potable et la présence dans les os, mais aucune preuve d'effet carcinogène. Comme par ailleurs des expériences d'ajout de fluor à l'eau (ou aux aliments) ont montré, dans plusieurs pays, que le fluor est susceptible de limiter l'apparition des caries dentaires (en diminuant la solubilité de l'émail dentaire), la limite tolérée est assez élevée. Elle doit être abaissée avec l'augmentation de la température moyenne de l'aire géographique considérée.

27.29.1 Les fluorures dans les eaux

Le terme fluor désigne soit l'atome F, soit le gaz F_2, celui de fluorures regroupe les dérivés minéraux (et organiques) y compris les complexes d'aluminium, de bore ou de silicium, par exemple. La présence des fluorures dans les eaux souterraines (nappes captives en particulier) est généralement naturelle (échanges ioniques avec des minéraux fluorés : CaF_2 ; [3 $Ca_3(PO_4)_2$, CaF_2] ; [AlF_3, 3 NaF]), tandis que, en eau de surface, les fluorures proviennent plutôt des rejets industriels (phosphates, engrais, traitement de l'uranium, verre et céramique…).

Le dosage fastidieux des fluorures après distillation puis par spectrométrie d'absorption moléculaire (l.d. : 20-50 µg/L) est aujourd'hui remplacé par la méthode

Copyright © 2015 Dunod.

potentiométrique (électrodes spécifique) (10 µg/L) ou par chromatographie ionique (≈ 50-100 µg/L).

Remarque

En France, plus de 90 % des eaux distribuées ont des teneurs < 0,3 mg/L et, pour 1 à 1,5 %, ces teneurs sont > 1,5 mg/L. Certaines eaux minérales sont connues pour renfermer des teneurs importantes en fluorures (jusqu'à 9 ou 10 mg/L). Dans les eaux de surface, il peut se former des complexes avec Al, B et Si.

27.29.2 Pour éliminer les fluorures dans les eaux

Les cas connus sont très souvent relatifs à des eaux de forage.

La coagulation/floculation suivie d'une décantation ou la coagulation sur filtre ont été testées ou mises en œuvre avec un sel d'aluminium le plus souvent. Le pH optimal étant compris entre 5,5 et 6, il faut régler ensuite le problème des fuites en aluminium. De plus les doses à appliquer sont fortes à très fortes (35 à 150 mg $Al_2(SO_4)_3$ par mg de F^-), plus faibles en présence de phosphates. Peu d'essais ont été faits avec le chlorure ferrique.

La décarbonatation à la chaux (et pas à la soude), formant CaF_2 est également une solution qui peut régler d'autres problèmes (Ba, dureté), mais les doses peuvent être très élevées à cause de la nécessité de travailler à pH > 10,5 et, par suite, de la forte consommation de chaux par la dureté généralement élevée de ce type d'eau de forage.

La sorption (adsorption et/ou échanges d'ions) sur différents supports (alumine activée, hydroxy- ou chloro-apatite, granulés d'hydroxyde de fer, échangeurs d'ions, etc.) peuvent donner de bons résultats mais avec les problèmes des éluats de régénération et des coûts élevés. De plus, les capacités de sorption sont très sensibles à la compétition d'autres anions (sulfates, phosphates, carbonates). L'emploi de l'alumine activée fait l'objet de réalisations industrielles avec des rendements annoncés de l'ordre de 65 %.

27.30 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Exemple : Benzo(a)pyrène

$C_{20}H_{12}$: 252 g/mol

Limite de qualité : **0,01 µg/L** (en $C_{20}H_{12}$)

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Exemples d'autres HAP
– Benzo(b)fluoranthène $C_{20}H_{12}$
– Benzo(k)fluoranthène $C_{20}H_{12}$
– Benzo(ghi)pérylène $C_{22}H_{12}$
– Indéno(1,2,3-cd)pyrène $C_{22}H_{12}$
Limite de qualité : **0,1 µg/L** (pour la somme des HAP)

Cf. § 27.9 (« Benzo(a)pyrène »).

La présence de certains HAP dans les eaux distribuées résulte beaucoup plus fréquemment du réseau que de la ressource. Bien que les revêtements des canalisations en fonte (ou acier) par du goudron et du brai de houille soient abandonnés aujourd'hui, le réseau national, encore ancien, comporte une majorité de canalisations en acier ou en fonte, dont la plupart sont probablement encore recouvertes de brai de houille à l'intérieur. Des études récentes ont montré que les HAP étaient détectés dans les eaux distribuées à quelques dizaines, voire centaines, de ng/L. Il s'agit des HAP à moins de 5 cycles et de certains de leurs produits d'oxydation, comme principalement l'anthraquinone, la fluorénone et le chlorofluoranthène. Les réactions entre le brai de houille et le chlore sont supposées être à l'origine de ces « nouveaux » micropolluants dans l'eau potable.

27.31 Manganèse

Mn : 54,9 g/mol
Référence de qualité : **50 µg/L** (en Mn total)

Le manganèse est nécessaire à l'homme pour la croissance et dans certaines réactions enzymatiques. Les intoxications par le manganèse sont extrêmement rares. L'intoxication chronique est une maladie pathologique qui évolue lentement et irréversiblement.

Le manganèse présente l'inconvénient de tacher les objets ou autres tissus au contact avec l'eau qui le contient et de former une couche noire dans les canalisations.

27.31.1 Le manganèse dans les eaux

Le manganèse, élément très répandu dans la nature, est présent naturellement dans les ressources en eaux. Dans les eaux souterraines, il est dissous sous forme réduite (Mn^{II}) parfois à des concentrations atteignant le mg/L. Dans les eaux superficielles, il est présent jusqu'à quelques dizaines voire centaines de µg/L, en partie sous forme oxydée (Mn^{IV}) particulaire et en partie dissous sous forme réduite libre (eau de retenue) ou dissous sous forme complexée (cf. F-E2). Sa présence est souvent associée à celle du fer.

Copyright © 2015 Dunod.

Les pollutions industrielles ne sont pas à exclure (métallurgie, industrie électrique, chimie, verre et céramique). Il peut être introduit lors du traitement comme impureté du chlorure ferrique.

Aux concentrations des eaux naturelles et potables, le manganèse est dosable par SAA avec four graphite (l.d. : 1 µg/L) ou par ICP (0,5 µg/L), voire par ICP/MS (0,05 µg/L). La différenciation entre Mn dissous et Mn particulaire est assurée par filtration 0,45 µm avant dosage.

27.31.2 Pour éliminer le manganèse dans les eaux brutes et limiter son introduction lors du traitement

L'objectif idéal de traitement à atteindre est un résiduel de manganèse total ≤ 20 µg/L.

Le manganèse particulaire (et dissous complexé) dans les eaux de surface

Comme pour le fer, le manganèse particulaire est facilement éliminable par clarification incluant si possible une coagulation/floculation et un éventuel rehaussement du pH (au plus tard avant la filtration).

Le manganèse dissous seul dans les eaux souterraines et les eaux superficielles (généralement eutrophisées)

Comme pour le fer, il y a trois types de procédés pour traiter le manganèse dissous (principalement sous forme Mn^{II}), par voie physico-chimique, par voie catalytique et par voie biologique. Dans tous les cas, Mn^{2+} est oxydé en MnO_2 solide. Le tableau suivant présente sommairement ces trois procédés, avec quelques détails en remarques.

Remarques

- L'aération ne suffit pas en démanganisation physico-chimique, l'apport d'un oxydant complémentaire est indispensable (avec des doses généralement supérieures aux minima indiqués dans le tableau) ainsi qu'une augmentation de pH.
- En général, la vitesse de l'oxydation augmente avec le pH et diminue avec la présence de complexants (silice, phosphates, COT).
- Il y a un risque d'apparition de coloration rose en cas d'excès d'oxydant $KMnO_4$ ou O_3.
- Pour les eaux de retenue, l'oxydation par l'ozone nécessite parfois une reminéralisation partielle préalable (TAC ≈ 12 °f), mais l'augmentation du pH peut conduire à une non-conformité en bromates dans ce cas (cf. § 27.12).

Copyright © 2015 Dunod.

• Les particules de MnO_2 formées par oxydation sont très fines et la filtration nécessite souvent une coagulation.

• Pour le procédé catalytique, la filtration sur mélange sable/granulés naturels de MnO_2 (80/20), précédée d'une oxydation (Cl_2 ou $KMnO_4$) permet souvent d'obtenir d'excellents résultats à pH > 7 (voire > 8), en eau de surface (avec $KMnO_4$) comme en eau souterraine sans matières organiques (avec Cl_2).

• Le procédé biologique repose sur le développement de bactéries spécifiques du manganèse (en général hétérotrophes mais ne nécessitant pas d'apport en carbone organique) qui induisent son oxydation et sa précipitation dans les filtres. Les domaines de développement de ces bactéries sont peu compatibles avec les bactéries spécifiques du fer.

Tableau 27.4 Les trois procédés de démanganisation.

Type de procédé	Oxydation (dose minimum, pH minimum)	Séparation liquide/solide	Avantages / Inconvénients
Procédé physico-chimique	• Pas par aération • Chloration : 1,3 g Cl_2/g Mn ; pH > 8,5 (lent) • ClO_2 : 2,5 g ClO_2/g Mn ; pH > 7 • Ozonation : 0,87 g O_3/g Mn ; pH > 7 • $KMnO_4$: 1,9 g $KMnO_4$/g Mn ; pH > 7 • Éventuelle correction de pH	• Filtration directe sous pression ou gravitaire (débits importants) • Filtre (sable monocouche ; *t.e.* = 0,55-0,95 mm ; *H* = 0,8-0,9 m ; 5 à 6 m/h ; 200 à 400 g/m² de capacité • Boues produites : 1,6 g MnO_2/g Mn^{2+} (sans compter coagulant)	• Élimination simultanée possible avec Fe • Démarrage immédiat • Possibilité de traiter d'autres substances (As, COT) • Coûts élevés d'investissement et de fonctionnement
Procédé catalytique	• Oxydation catalytique sur le filtre • Éventuelle correction de pH (pH > 7)	• Filtration sur matériau spécifique (à régénérer) de type sable manganisé (Mangalit, Greensand), granulés de MnO_2 naturel (Mangagran, Aquamandix, Polarite) ou mélange des deux • Filtre monocouche ; t.e = 0,3-1,3 mm ; *c.u.* = 1,3-2,7 ; 10 m/h : temps de contact en fût vide ≥ 6 min • Régénération avec Cl_2 ou $KMnO_4$	• Élimination simultanée possible avec Fe • Démarrage immédiat (pas de maturation) • Régénération en continu ou séquencée avec injection d'oxydant en tête • Coûts élevés d'investissement et de fonctionnement

Copyright © 2015 Dunod.

Type de procédé	Oxydation (dose minimum, pH minimum)	Séparation liquide/ solide	Avantages / Inconvénients
Procédé biologique	• Aération intensive ou oxydation (E_H > 300 mV ; O_2 ≥ 5 mg/L ; rH > 25)(1) • Éventuelle correction de pH (pH ≥ 7,5) • Élimination préalable de Fe et/ou NH_4^+	• Filtration directe sous pression ou gravitaire (débits importants) • Filtre (sable monocouche ; *t.e.* = 0,95-1,2 mm ; H = 1-1,5 m ; 15 à 25 m/h ; ≈ 1 000 g/m² de capacité	• 2 à 3 fois moins de surface de filtration • Capacité 3 à 4 fois plus élevée • Souplesse d'exploitation (accepte facilement les variations de concentration) • Boues plus faciles à déshydrater • Coût plus faible que les autres procédés • Période longue d'ensemencement nécessaire (1 à 3 mois) mais qui peut être significativement diminuée avec sable enrobé de MnO_2 • Manganèse impérativement sous forme dissoute • Essais pilotes recommandés

(1) $rH = (E_H/0{,}029) + 2 \times pH$ et $E_H = E_{calomel} + 0{,}248$ V

27.31.3 Le manganèse dissous associé à un autre élément dans les eaux souterraines et les eaux superficielles (généralement en voie d'eutrophisation)

En présence de fer, l'élimination du fer par voie biologique doit toujours précéder l'élimination du manganèse, que cette dernière se fasse par voie biologique ou physico-chimique. L'élimination simultanée du fer par démanganisation biologique est toutefois possible dans des conditions particulières rarement rencontrées (Mn/Fe > 10).

En présence d'azote ammoniacal, le procédé physico-chimique d'élimination du manganèse ne permet pas l'élimination de ce polluant associé (sauf en présence de chloration). Contrairement à la déferrisation biologique, la démanganisation biologique et la nitrification ne peuvent se faire simultanément sur le même filtre (même si $N\text{-}NH_4^+$ < 0,5 mg/L). Il faut traiter sur deux filtres séparés en

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

commençant par la nitrification. En présence de manganèse, de fer et d'azote ammoniacal (> 0,5 mg N/L), il faudra donc opérer en trois étapes, déferrisation biologique, puis nitrification, puis démanganisation biologique ou physico-chimique.

27.31.4 L'impureté du coagulant

L'utilisation de chlorure ferrique comme coagulant peut apporter des impuretés non négligeables en manganèse. Il est conseillé dans ce cas de changer de coagulant.

27.32 Médicaments et résidus pharmaceutiques

Les résidus pharmaceutiques font l'objet d'un nouveau sujet de préoccupation avec d'autres micropolluants émergents comme les perturbateurs endocriniens (cf. § 27.10), les cosmétiques et les nanoparticules.

Malgré l'utilisation de bioessais et biomarqueurs d'écotoxicité, concomitants, il n'est pas vraiment démontré aujourd'hui une réelle toxicité de ces « cocktails ». Certains auteurs mentionnent toutefois un effet indirect des antibiotiques sur la résistance des micro-organismes pathogènes.

Des normes européennes sont en discussion sur leur présence dans l'eau potable, on notera la position allemande qui limite leur concentration à 0,1 µg/L.

27.32.1 Les résidus pharmaceutiques dans les ressources en eaux

Plusieurs classes sont retrouvées dans les ressources en eau (antibiotiques, analgésiques, anti-inflammatoires, régulateurs lipidiques, antiépileptiques, bêta-bloquants, antidépresseurs, antiparasitaires, agents de contraste iodés, anesthésiants). Leurs origines dans les ressources en eau sont principalement les rejets d'eaux usées urbaines (≈ 80 %), le milieu hospitalier et les élevages avec les produits vétérinaires.

Leur méthode de dosage fait encore l'objet de perfectionnements et de contradictions entre les laboratoires (y compris sur un même échantillon) car encore trop dépendantes des instruments et des expérimentateurs. Elles reposent pour la plupart sur des extractions SPE (liquide/solide) suivies parfois de dérivation chimique et d'une analyse chromatographique par LC/MS^2 ou GC/MS.

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Les concentrations des résidus pharmaceutiques sont extrêmement variables dans les eaux naturelles de 1 à 1 000 ng/L par substance individualisée (voire plusieurs µg/L dans des données internationales sur les eaux de surface).

• Les composés cités comme étant les plus fréquemment retrouvés sont le paracétamol, la carbamazépine, le bezafibrate, le diclofénac, l'ibuprofène (et son métabolite hydroxylé), l'acétaminophène (ou paracétamol) et le métabolite de l'acide acétylsalicylique.

• Des études récentes sur les eaux de surface françaises détectent un nombre plus important de molécules variées avec des différences significatives selon les régions, le type de masse d'eau, les méthodes et outils analytiques utilisés. Compte tenu de la nouveauté de ce type de pollution, quelques données bibliographiques sont exceptionnellement présentées dans le mémento (cf. F-E3).

• Pour ces composés à l'état de traces, le développement des méthodes d'échantillonnage par dispositifs intégratifs est en plein essor actuellement, comme dans le cas des pesticides.

27.32.2 Les résidus pharmaceutiques dans les eaux distribuées

Dans les eaux potables distribuées, les études sont encore très éparses et les concentrations indiquées sont extrêmement faibles, de l'ordre de quelques ng/L. Les composés suivants sont cités comme étant détectés à l'état de nanotraces : diclofénac, acétaminophène, metformine, ibuprofène, carbamazépine, sulfamethoxazole, naxoprène.

27.32.3 Quelles sont les étapes de traitement efficaces ?

Les étapes de clarification sont mentionnées comme étant inefficaces par certains auteurs et performantes par d'autres (pour le paracétamol, la carbamazépine, la sulfamethazine, l'amlodipin).

L'application de charbon actif en poudre pendant la clarification élimine en grande partie la carbamazépine et la caféine mais pas la sulfaméthoxazole, ni l'iopromide, alors que l'utilisation d'un réacteur à CAP en traitement de finition est annoncée comme éliminant très correctement l'ensemble des résidus pharmaceutiques, y compris l'iopromide.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Une étude récente sur la chloration à pH 7,4 d'une eau de source sans matière organique (cf. F-E3) dopée avec un cocktail de 70 molécules (80 ng/L par substance individualisée) a montré que :

- la majorité des antibiotiques (sauf la classe des macrolides), la majorité des analgésiques et anti-inflammatoires, les principales hormones et les diurétiques (sauf la caféine) sont éliminés par le chlore, donc transformés ;
- les psychotropes, les principaux hypolipémiants, les anticancéreux (sauf le tamoxifène), les bétabloquants (sauf le solalol), les produits de contraste, les métabolites connus de résidus pharmaceutiques ne sont pas ou très peu oxydés par le chlore.

L'ozonation « casse » et transforme la presque totalité de ces micropolluants, même les plus résistants au chlore comme la carbamazépine, la progestérone (cf. F-E3), c'est d'ailleurs un procédé utilisé en traitement tertiaire des eaux usées urbaines pour les éliminer.

27.33 Mercure total

Hg : 200,6 g/mol
Limite de qualité : **1 µg/L** (en Hg total)

La toxicité des sels de mercure varie très largement en fonction de leurs caractéristiques chimiques (état d'oxydation, formes minérales ou organiques). Les sels mercureux sont faiblement toxiques, contrairement aux sels mercuriques et aux dérivés organo-mercuriels. Plusieurs formes de toxicité sont connues comme les stomatites, les syndromes néphrotiques et les troubles neurologiques irréversibles.

27.33.1 Le mercure dans les eaux

Présent minoritairement dans les sols (minéraux sulfureux), le mercure se dégage naturellement dans l'atmosphère et contamine de nombreux autres minerais, ce qui explique sa présence dans de nombreux rejets industriels (extraction minière, raffineries, cimenteries, sidérurgie, raffinage du mercure).

Le mercure est pratiquement insoluble dans l'eau sous forme de sels monovalents, mais soluble sous forme de sels divalents. En milieu anaérobie, il est généralement sous forme de sulfure stable mais l'aération naturelle (dragage, curage) facilite l'action des souches bactériennes alkylantes. En eau aérée, on le trouve sous forme d'hydroxydes mercuriques ($Hg(OH)_2$ majoritaire au pH des eaux naturelles, car suffisamment soluble) et de complexes halogénés (cf. F-E2).

Copyright © 2015 Dunod.

Le mercure total est généralement dosé par SAA sans flamme après minéralisation (l.d. : 0,05-0,1 µg/L) ou par spectrométrie de fluorescence atomique (1 ng/L).

Remarque

Dans les eaux, la majorité du mercure est sous forme minérale mercurique. Pour les eaux souterraines la teneur n'excède pas en général 0,1 µg/L mais peut atteindre plusieurs dizaines de µg/L à proximité de certaines sources naturelles ou de sols contaminés. Dans les eaux douces superficielles, la teneur est comprise entre 0,1 et 2 µg/L, sauf pollution.

27.33.2 Pour éliminer le mercure dans les eaux

Compte tenu de la solubilité de HgO ou $Hg(OH)_2$, il faut précipiter le mercure sous forme de carbonate avec la chaux ou la soude (quand l'eau contient du TAC) ou avec le carbonate de sodium.

La coagulation avec le sulfate ferrique ($7 < pH < 8$) est possible.

L'adsorption sur charbon actif peut donner de bons résultats ainsi que les procédés à membrane à bas seuil de coupure (nanofiltration).

27.34 Microcystine totale

Exemple : Microcystine L-R : 980 g/mol

Limite de qualité : **1 µg/L** (en microcystine totale)

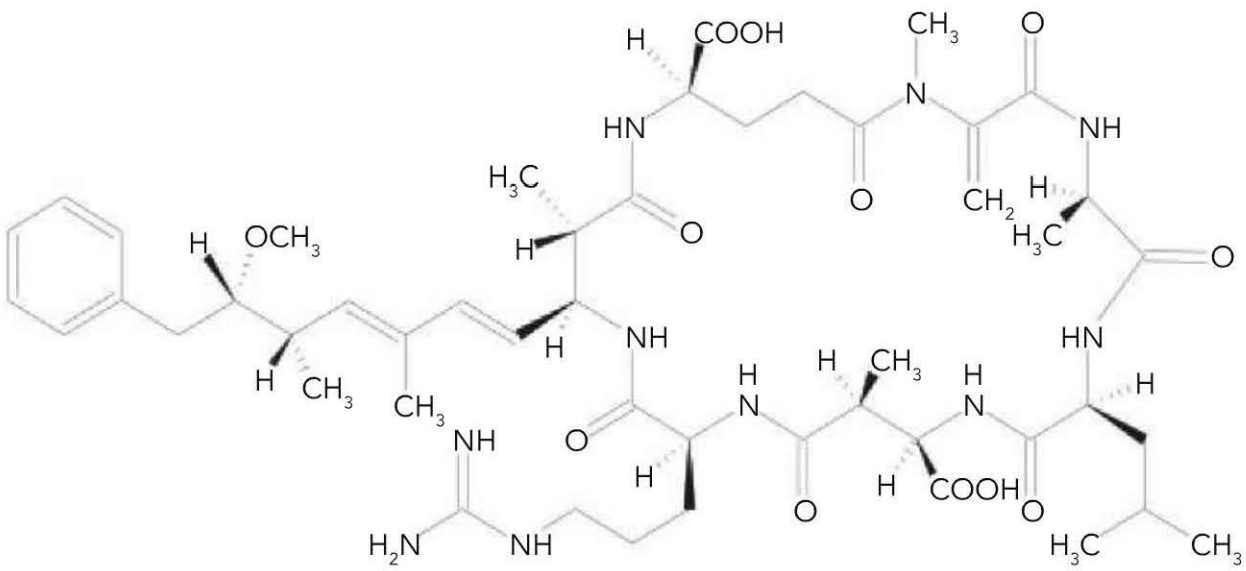


Figure 27.17 Microcystine L-R

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les microcystines sont des cyanotoxines et plus exactement des hépatotoxines (en particulier la microcystine L-R) susceptibles d'agir sur d'autres organes que le foie (système nerveux, reins, intestin). Les doses toxiques sont très faibles.

27.34.1 Les microcystines dans les eaux

Ces toxines sont libérées par lyse des cellules de cyanobactéries ou cyanophycées (encore appelées algues bleues ou bleues/vertes). Plus de 70 variantes de microcystine ont été identifiées. Elles se développent dans les eaux de surface en période chaude (blooms algaux) et sont souvent concentrées dans les écumes.

Le dosage consiste à filtrer l'échantillon pour le débarrasser de sa biomasse (sur fibres de verre) puis procéder à une extraction solide/liquide (SPE) et chromatographier l'éluat (eau/méthanol) en chromatographie liquide (colonne C-18) par rapport à un étalon (généralement de microcystine L-R) (l.d. légèrement inférieure à 1 µg/L). L'analyse dans les eaux distribuées ne fait pas l'objet de filtration de façon à prendre en compte la totalité des microcystines (dissoutes et dans les algues résiduelles).

Remarques

• Dans certains cas d'eaux superficielles, la présence de MLR a été mesurée à près de 8 µg/L.

• Il a été montré qu'il peut exister une relation entre la présence d'algues *M. aeruginosa* et la concentration en MLR dans les eaux (10^3 et 10^4 algues/mL correspondent respectivement à 0,5 et 5 µg/L de MLR), mais ce type de relation dépend des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et de la température.

27.34.2 Pour prévenir de l'apparition de microcystines dans l'eau brute et pour les éliminer

Le problème microcystines ne doit pas être considéré au niveau du traitement seulement mais également (et surtout) dans la gestion de la ressource afin de limiter le développement des algues en diminuant les apports en nutriments (C, P et N). Attention, le traitement des algues dans la ressource par des algicides comme le cuivre peut provoquer une libération des microcystines.

La coagulation/floculation et la clarification en général (y compris avec MF ou UF) ne retiennent pas les toxines, mais, par contre, il est reconnu qu'une clarification bien dimensionnée pour l'élimination des algues réduit notablement le potentiel de libération de toxines.

Copyright © 2015 Dunod.

Les traitements par charbon actif sont efficaces surtout en traitement de finition avec CAP. Il faut retenir que l'effet compétiteur du COD est plus important que pour un micropolluant organique (de type pesticide) et que les filtres CAG présentent une faible efficacité en fin de cycle.

L'oxydation (en finition) est efficace surtout par l'ozone, aux doses pratiquées en inter-ozonation (rupture des doubles liaisons et diminution de la toxicité en relation avec la diminution de MLR). Le permanganate de potassium est également efficace ainsi que le chlore (sous forme HOCl) et probablement le dioxyde de chlore.

La nanofiltration est très efficace.

27.35 N-nitrosodiméthylamine (NDMA)

$C_2H_6N_2O$: 74 g/mol

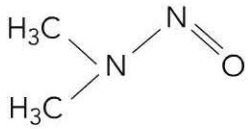


Figure 27.18 N-nitrosodiméthylamine (NDMA)

Le pouvoir cancérogène des nitrosamines a été mis en évidence, mais on connaît mal la dose seuil qui entraîne le déclenchement de la carcinogénèse. Les nitrosamines peuvent se former à partir des nitrites et des amines secondaires dans l'organisme humain.

27.35.1 La NDMA dans les eaux

Dans les eaux de surface en milieu acide, les nitrosamines peuvent être formées en présence de concentrations élevées de nitrites et de d'alkylamine ou de certains micropolluants organiques. L'origine la plus probable de la NDMA est lors de la chloration des eaux en présence de nitrites, d'azote ammoniacal et/ou de diméthylamine ou autre composé aminé.

Le dosage des nitrosamines volatiles est réalisé par GC/MS ou plus généralement par LC/MS^2 (l.d. : 5-10 ng/L).

Remarque

Les données rares sur les eaux de rivière font apparaître la présence possible de 4 nitrosamines (NDMA, NMOR, NDEA et NDBA) à des concentrations qui peuvent dépasser 10 ng/L pour la NDMA et 100 ng/L pour la N-nitrosomorpholine (NMOR).

Copyright © 2015 Dunod.

27.35.2 Pour limiter la formation de NDMA lors de la distribution

Aucun traitement ne permet d'éliminer les nitrosamines à notre connaissance, il faut éviter leur formation en éliminant l'azote ammoniacal par nitrification (filtres à sable, filtre CAG ou biofiltre, cf. § 27.4) avant chloration et en contrôlant les impuretés du polyélectrolyte cationique utilisé.

Dans les eaux potables, il est rare de les détecter à des concentrations > 10 ng/L et encore plus rarement à des concentrations > 100 ng/L. Toutefois il a été détecté ponctuellement, d'une part, plus de 20 ng/L de NDMA et près de 600 ng/L de NMOR en eau de surface traitée et, d'autre part, 50 à 100 ng/L de NDMA et 100 à 500 ng/L de NMOR en eau de forage traitée avec un polyélectrolyte cationique.

Des données plus récentes mentionnent généralement pas ou peu de risques quelle que soit l'étape de traitement (nitrification, dénitrification, filtration CAG, dénitratation par échange d'ions) et de très faibles apports par les polymères et les revêtements époxy.

27.36 Nickel

Ni : 58,7 g/mol
Limite de qualité : **20 µg/L** (en Ni total)

Bien qu'il soit reconnu que son inhalation pulmonaire soit susceptible d'accroître les cancers des voies respiratoires, le nickel n'a pas d'action carcinogène démontrée lors de son administration par ingestion. C'est un allergène au plan cutané et digestif.

27.36.1 Le nickel dans les eaux

Présent naturellement dans les minerais (silicates hydratés de magnésium et de nickel, sulfures de fer de nickel et de cuivre et oxydes), son origine dans les eaux est généralement anthropique (extraction minière, industries des alliages, traitements de surface métalliques, batteries, lixiviats). Aux pH des eaux naturelles, il est principalement sous forme Ni^{2+}, secondairement sous forme $Ni(OH)^{+}$, avec quelques traces de $Ni_2(OH)^{3+}$ et $Ni_4(OH)_4^{4+}$ (cf. F-E2).

Le dosage du nickel est réalisé par SAA avec four graphite (l.d. : 0,5 µg/L), par ICP (2 µg/L) ou ICP MS (5 à 10 ng/L).

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Lors de campagnes analytiques sur des eaux brutes, le nickel a été retrouvé dans des eaux souterraines à des teneurs dépassant 20 µg/L, parfois 50 µg/L (Nord, Centre, Rhône-Alpes et Île-de-France) et également dans les eaux de surface (Bretagne, Pays basque, Rhône-Alpes et Île-de-France).

• Dans les eaux distribuées, il a été démontré que le réseau privé (acier galvanisé et robinetterie) contribuait à une augmentation très significative du nickel après stagnation nocturne d'eau dure et prélèvement des 100 ou 500 premiers mL (valeurs atteignant 30 à 80 µg/L).

27.36.2 Pour éliminer le nickel dans les eaux

Outre la nanofiltration, le traitement par décarbonatation à la chaux est le plus efficace. Théoriquement la solubilité de dihydroxyde de nickel est seulement de quelques µg/L à pH 9. La plupart des eaux à traiter sont également dures (TH et TAC très élevés) et la précipitation du nickel n'est atteinte, dans ces cas, qu'à pH ≥ 10.

Plusieurs essais (principalement de laboratoire) ont démontré l'efficacité de certaines argiles à des valeurs de pH voisines de 8, ainsi que l'efficacité du dioxyde de manganèse et de l'alumine activée. Ces essais nécessitent des études pilotes plus approfondies (sur sites) afin d'évaluer la faisabilité de ces procédés à l'échelle industrielle.

27.37 Nitrates

NO_3^- : 62 g/mol
Limites de qualité :
– **50 mg/L** (en NO_3^-)
– $[(NO_3^-)/50] + [(NO_2^-)/3] < 1$ mg/L

C'est la toxicité indirecte à long terme des nitrates qui inquiète les toxicologues et les législateurs. En effet, leur transformation en nitrites peut occasionner des cyanoses chez le nourrisson à cause d'un liquide gastrique insuffisamment acide (par rapport à l'enfant ou l'adulte). Les nitrites peuvent diffuser ensuite dans le sang et être alors responsables de la formation de méthémoglobine rendant déficiente la fixation de l'oxygène et son transport par l'hémoglobine. Bien que plus de 90 % des cas de méthémoglobinémie aient été observés sur des populations dans des zones où les eaux de consommation contiennent plus de 50 mg/L

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

de nitrates, les études épidémiologiques n'ont pas montré d'accident particulier sur des groupes pour lesquels la concentration limite dans les eaux est largement dépassée (par exemple Royaume-Uni, Yémen, Australie).

L'alimentation, par contre, se trouve être à l'origine de nombreux cas de méthémoglobinémie (suite à des consommations d'épinards, carottes, aliments préparés à l'avance) et bien que la réglementation française impose moins de 5 % en poids dans l'alimentation infantile, beaucoup d'échantillons analysés dépassent encore cette teneur.

Il n'existe aucune enquête épidémiologique faisant apparaître des phénomènes de cancérogénèse liés aux nitrates (et aux nitrites). Un effet reprotoxique possible des nitrates (mais certainement indirect) est cité actuellement par quelques épidémiologistes.

D'autres effets indirects sont la formation de nitrites (cf. § 27.38) et la formation secondaire de nitrosamines (cf. § 27.35).

La limite de qualité réglementaire en France et en Europe (même valeur que la recommandation OMS) est basée sur une part de l'eau dans le bol alimentaire de 40 %.

27.37.1 Les nitrates dans les eaux

Les nitrates sont naturellement présents dans les eaux (cycle de l'azote) mais à une concentration de quelques mg/L, pouvant être considérée comme normale. Les concentrations bien plus importantes relevées depuis plusieurs décennies et (depuis longtemps) en progression de 1 à 2 mg/L supplémentaire par année (quel que soit le type d'eau), sont liées à l'utilisation excessive des engrais en zone agricole et au développement également excessif de l'élevage, auxquels il faut ajouter la pollution des rejets urbains et parfois industriels.

Le dosage des nitrates, très accessible à ces concentrations, est habituellement fait pas chromatographie ionique (l.d. : 0,1 mg/L), mais il existe des méthodes spectrométriques conventionnelles ou par flux continu.

Remarques

• L'activité agricole est responsable d'une part estimée à 70 % de la pollution totale, les 30 % restants étant dus aux autres activités et aux rejets urbains et industriels.

• On considère que 2 % de la population consomme une eau « hors norme », notamment dans le nord et l'ouest de la France.

Copyright © 2015 Dunod.

• L'effet des nitrates sur l'eutrophisation des eaux est clairement démontré, avec une prolifération d'algues générant des toxines (cf. § 27.34).

• Les études des années 1980 prévoyaient, pour 2010, des concentrations de nitrates dans les eaux qui ne sont pas réellement atteintes aujourd'hui, démontrant que les solutions palliatives (utilisation raisonnée des engrais à l'échelle des bassins versants, information et éducation…) ont eu quelques effets.

27.37.2 Pour éliminer les nitrates dans les eaux

La recherche d'une autre ressource en eau et/ou l'interconnexion avec un autre réseau distribuant une eau pauvre en nitrates, pouvant conduire (dans les deux cas) à un mélange, est la solution à privilégier à court terme. Les solutions palliatives de protection de la ressource sont bien sûr prioritaires, mais leurs effets ne sont visibles qu'à long terme.

Deux groupes de procédés permettent de traiter efficacement les nitrates, physico-chimiques dits de « dénitratation », et biologiques dits de « dénitrification ». Ces procédés sont résumés dans le tableau ci-dessous. Quelques détails théoriques et remarques pratiques sont donnés pour les deux procédés les plus couramment employés, l'échange d'ions et la dénitrification hétérotrophe.

Réglementairement seules les eaux souterraines dont la concentration en nitrates n'excède pas 100 mg/L peuvent être traitées. Des dérogations peuvent être obtenues, notamment pour les eaux de surface.

La dénitratation par échange d'ions

La réaction principale recherchée (avec NO_3^-) et les réactions secondaires (à 100 % avec SO_4^{2-} et partielle avec HCO_3^-) sont :

$$[R\text{-}NR'_3{}^+Cl^-]_{résine} + [NO_3^-]_{eau} \leftrightarrow [(R\text{-}NR'_3{}^+NO_3^-]_{résine} + [Cl^-]_{eau}$$

$$2\,[R\text{-}NR'_3{}^+Cl^-]_{résine} + [SO_4^{2-}]_{eau} \leftrightarrow [(R\text{-}NR'_3{}^+)_2SO_4^{2-}]_{résine} + 2\,[Cl^-]_{eau}$$

$$[R\text{-}NR'_3{}^+Cl^-]_{résine} + [HCO_3^-]_{eau} \leftrightarrow [(R\text{-}NR'_3{}^+HCO_3^-]_{résine} + [Cl^-]_{eau}$$

L'échangeur d'ions (fortement basique) est un copolymère divinylbenzène / styrène aminé, (avec 3 R' = 3 CH_3 ou 2 CH_3 + 1 CH_2OH), régénéré par l'ion chlorure.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Copyright © 2015 Dunod.

Tableau 27.5 Les procédés d'élimination des nitrates.

Procédés physico-chimiques de dénitratation				
Type de procédé	**Dimensionnement de l'ouvrage principal et performances à attendre**	**Réactifs et taux de traitement (sauf lavage)**	**Avantages et inconvénients**	**Traitements amont et/ou aval (pour eaux souterraines)**
Échange d'ions avec chlorures	**Dimensionnement** • $H_{résine}$ = 0,7-2,5 m (1-1,5 m en moyenne) • Vitesse de filtration : 30-50 m/h (flux ascendant ou descendant) • Charge volumique : 20-30 V/V/h en moyenne (flux ascendant avec lit bloqué) • Régénération avec saumure : 4-10 V/V/h • Rinçage lent à 4-10 V/V/h (10 min), suivi d'un rinçage rapide à 20-30 V/V/h (cf. remarques) • Soulèvement du lit avec 50 % d'expansion (10-15 min) **Performances** • Capacité d'échange de 15 à 40 g NO_3^- par litre de résine, selon le type d'eau • 85 à 95 % d'élimination des nitrates	**Réactifs** • Échangeur d'ions fortement basique • Saumure de NaCl (saturation) **Taux de traitement** • Taux de régénération de 60 à 90 g NaCl par litre de résine	**Avantages** • Démarrage immédiat • Possibilité de traiter d'autres espèces anioniques (sulfates, borates, séléniates, etc.) • Coûts d'investissement 2 à 3 fois moins élevés qu'en dénitrification • Coûts de fonctionnement un peu plus faibles qu'en dénitrification (sans compter le problème des éluats) **Inconvénients** • Élimination à 100 % des sulfates et à 30 % des bicarbonates • Destination finale des éluats	**En amont** • Élimination éventuelle des MES des eaux brutes

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Type de procédé	Dimensionnement de l'ouvrage principal et performances à attendre	Réactifs et taux de traitement (sauf lavage)	Avantages et inconvénients	Traitements amont et/ou aval (pour eaux souterraines)
Électrodialyse	**Dimensionnement** • Électrodialyseur • 4,5 m^2 de membranes actives / m^3 d'eau traitée **Performances** • 70 % d'élimination des nitrates	**Réactifs** • Saumure (0,05 V/V) • Acide fort • Énergie **Taux de traitement** • 60-65 mL HCl/m^3 d'eau traitée • ≈ 100 Wh/m^3 traité	**Avantages** • Démarrage rapide • Élimination simultanée de la dureté de l'eau (40-45 %) **Inconvénients** • Apport nécessaire en saumure • Dépense énergétique • Destination des concentrats	**En amont** • Pré-filtration
Nanofiltration	**Dimensionnement** • Taux de conversion : 70-80 % • ΔP transmembranaire : 12-13 bar **Performances** • 80 % d'abattement des nitrates	cf. chapitre 25	**Avantages** • Démarrage rapide • Possibilité de traiter d'autres paramètres (polluants organiques et minéraux, COT, parasites, dureté…) **Inconvénients** • Coûts d'investissement très élevés • Coûts de fonctionnement 2 à 3 fois plus élevés que procédés conventionnels • Destination des concentrats	**En amont** • Pré-filtration **En aval** • Mise à l'équilibre

Copyright © 2015 Dunod.

Procédés biologiques de dénitrification				
Type de procédé	**Dimensionnement de l'ouvrage principal et performances à attendre**	**Réactifs et taux de traitement (sauf lavage)**	**Avantages et inconvénients**	**Traitements amont et/ou aval (pour eaux souterraines)**
Par bactéries hétérotrophes en anoxie	**Dimensionnement** • Matériau du filtre dénitrifiant (schiste ou argile expansée) : *t.e.* = 3-6 mm ; 1,8 à 3 m • Flux ascendant (ou descendant) : 5-10 m/h **Performances** • 70 à 90 % d'élimination • Charge volumique : 4-8 kg NO_3^-/m³ de matériau et par jour (2-3 à 4 °C)	**Réactifs** • Éthanol • Phosphates **Taux de traitement** • Consommation observée en éthanol : 0,5-0,9 mg/mg NO_3^- éliminé (plus proche de 0,5 dans de nombreux cas) • Consommation observée en phosphates : 2-8 µg/mg NO_3^- éliminé (plus proche de 2 dans de nombreux cas)	**Avantages** • Ne nécessite pas de pré-traitement (en tête de filière) • Permet de traiter des débits importants même en eau de surface **Inconvénients** • Ensemencement sur une durée de 4 à 6 semaines selon la température de l'eau • Production de biomasse nécessitant des lavages fréquents (≈ 3 m³ d'effluent par m³ de matériau) • Eaux de lavage fortement polluées • Coûts d'investissement et de fonctionnement	**En amont** • Pré-filtration si nécessaire **En aval** • Nécessité d'un biofiltre aéré (à 5 m/h) voire d'une ozonation et d'une filtration CAG (à 8 m/h), dépendant de la présence d'autres polluants)
Par bactéries autotrophes en anoxie	**Dimensionnement** • Matériau du filtre dénitrifiant constitué d'un mélange de soufre et de carbonate ou de fer métallique : *t.e.* = 3-5 mm • Flux descendant : 1 m/h **Performances** • 100 % d'élimination • Charge volumique : 1,5-2 kg NO_3^-/m³ de matériau et par jour		**Avantages** • Ne nécessite pas de réactif **Inconvénients** • MES interdites en entrée • Ne peut pas traiter des débits importants • Odeur de soufre dans l'eau • Maîtrise délicate	• Peu ou pas d'exemples de traitement

Remarques

• L'eau entrante (qui peut être pré-traitée) doit contenir très peu de MES (< 1 mg/L), peu de fer (<0,1 mg/L), peu de COT et une concentration de NO_3^- < 250 mg/L.

• La capacité d'échange dépend de la qualité de l'eau brute, du type de résine et du niveau de régénération. Par exemple, pour une régénération à 90 g NaCl par litre de résine et un rapport NO_3^-/SO_4^{2-} de 2 à 0,3 mg/mg, la capacité peut varier de 40 à 15 g NO_3^-/litre de résine, respectivement.

• Une double régénération au NaCl puis au $NaHCO_3$ peut être pratiquée pour éviter des teneurs trop importantes en chlorures dans l'eau traitée.

• Il faut envisager une régénération pour 8 à 10 h de fonctionnement.

• La totalité du débit n'est jamais traité puisque la fuite en nitrate est nulle (ou presque), un mélange avec l'eau brute est donc pratiqué (par « by-pass »).

• Les éluats de régénération contiennent généralement plus de 10 g/L en nitrates, plus de 20 g/L en chlorures ainsi que plusieurs g/L de sulfates. Ils sont soit valorisés, soit envoyés en station d'épuration des eaux usées. Les effluents dilués (rinçage rapide) peuvent être réintroduits dans le milieu naturel (si autorisation).

• Les pertes en eau sont comprises entre 0,5 et 1,5 %.

• Les installations (plus nombreuses qu'en dénitrification) sont principalement sur des petits débits d'eaux souterraines. En eau de surface (rare), la dénitratation se place après la clarification.

• Les principaux procédés utilisés sont connus sous les appellations Ecodenit®, Nitracycle®, Azurion®.

La dénitrification hétérotrophe par voie anoxie

C'est un processus par lequel certaines bactéries hétérotrophes (de type *Pseudomonas*) réduisent l'azote nitrique en diazote gazeux. Le carbone nécessaire à ces réactions est apporté sous forme de carbone organique assimilable (éthanol ou acide acétique). Il y a deux voies réactionnelles principales, énergétique et synthétique, et une troisième voie négligeable, endogène.

► Avec l'éthanol

▷ Voie énergétique :

$$5\ C_2H_5OH + 12\ NO_3^- \rightarrow 10\ CO_2 + 9\ H_2O + 6\ N_2 + 12\ OH^-$$

▷ Voie synthétique :

$$50\ C_2H_5OH + 97\ NO_3^- \rightarrow 5\ C_5H_7NO_{2\ (biomasse)} + 75\ CO_2 + 84\ H_2O + 46\ N_2 + 97\ OH^-$$

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- Avec l'acide acétique
  - Voie énergétique :

$$5\ CH_3COOH + 8\ NO_3^- \rightarrow 10\ CO_2 + 6\ H_2O + 4\ N_2 + 8\ OH^-$$

  - Voie synthétique :

$$50\ CH_3COOH + 34\ NO_3^- \rightarrow$$
$$10\ C_5H_7NO_{2\ (biomasse)} + 50\ CO_2 + 48\ H_2O + 12\ N_2 + 34\ OH^-$$

Quatre paramètres influencent la vitesse de dénitrification :

- la diminution de la température diminue la vitesse, bien que la dénitrification soit encore possible à 4 °C (on considère qu'une augmentation de 7 à 14 °C permet de tripler la charge appliquée) ;
- la présence d'oxygène dans la zone de dénitrification est très défavorable (il est conseillé de respecter $O_2 < 0{,}5$ mg/L et $E_H < 220$ mV) ;
- la zone optimale de pH optimal est située entre 7 et 8,2 (il y a un risque de formation de NO_2^- à pH < 7) ;
- l'apport en substrat doit être suffisant, avec le risque d'un surdosage favorisant le développement d'une flore non dénitrifiante (les doses théoriques sont 0,38 mg C_2H_5OH et 1,42 mg CH_3COOH par mg NO_3^- éliminé, en ne tenant compte que de la voie synthétique).

Remarques

• L'eau entrante ne doit pas être pré-chlorée ou pré-traitée au dioxyde de chlore et sa concentration en nitrates ne peut pas dépasser 150 mg/L.

• On distingue trois zones dans le réacteur dénitrifiant (dans le sens du flux) : une zone aérobie où la biomasse consomme de l'éthanol et l'oxygène présent, une zone mixte, puis une zone anoxie où se produit la dénitrification.

• Le flux ascendant est conseillé, notamment pour évacuer les gaz formés (0,45 L de $CO_2 + N_2$ / g de NO_3^- éliminé).

• Il y a une légère production de TAC et une légère augmentation du pH (0,1 unité pour 50 mg/L de NO_3^- éliminé).

• La production de biomasse peut être évaluée à 0,1 g de MS/g de NO_3^- éliminé.

• Les eaux de lavage du filtre dénitrifiant sont des effluents pollués (jusqu'à 300 mg MES, 1 000 mg DCO, 250 mg DBO_5 et 40 NTK/L).

• Les procédés actuels de type biofiltres sont connus sous les appellations Biodenit®, Bionitracycle® et Nitrazur® DN.

• Des bioréacteurs à membrane peuvent être utilisés à la place des biofiltres avec des charges de 4 à 5 kg/m³ et par jour et un temps de séjour hydraulique de 30 min.

Copyright © 2015 Dunod.

L'élimination des nitrates associés à d'autres polluants

Associée à un besoin de nitrification de NH_4^+, la dénitrification se positionne en tête de filière, suivie de la nitrification en biofiltre aéré, puis d'un traitement de finition, *a minima* d'une filtration bi-couche (CAG/sable), elle-même précédée d'une ozonation éventuelle.

Une eau contenant des nitrates et des pesticides est dénitrifiée puis traitée par filtration CAG (8 m/h sur 1,5 m minimum de hauteur de couche). S'il s'agit d'une dénitratation par échange d'ions, la filtration CAG est placée en tête de filière.

Variantes avancées

Une variante avancée consiste à ajouter une unité d'ultrafiltration en aval de la dénitrification biologique et de recycler les eaux de lavage du réacteur (après clarification) et celles du rétrolavage de l'UF en amont de la filtration CAG, ce qui limite les pertes globales en eau à moins de 0,5 % tout en optimisant la qualité de l'eau traitée. Une autre variante peut mettre en œuvre un bioréacteur à membranes analogue au modèle utilisé pour le traitement de certains effluents, surtout s'il y a d'autres polluants dissous.

27.38 Nitrites

NO_2^- : 46 g/mol
Limites de qualité :
– **0,5 mg/L** (en NO_2^-)
– $[(NO_3^-)/50] + [(NO_2^-)/3] < 1$ mg/L

C'est l'action méthémoglobinisante qui rend très significative la toxicité des nitrites (cf. § 27.37). La possibilité de formation de dérivés N-nitrosés leur confère un caractère mutagène indirect important (cf. § 27.35).

27.38.1 Les nitrites dans les eaux

En absence de pollution (rejet d'industrie agroalimentaire), il y a très peu (ou pas) de nitrites dans les ressources en eaux. Dans ce cas, leur présence provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal.

Lors du traitement des eaux, ils peuvent être formés lors d'un arrêt des filtres CAG voire des filtres à sable, lors d'un dysfonctionnement d'une dénitrification ou dans certaines conditions de désinfection par les UV. Leur formation en réseau de distribution (en absence de chlore libre résiduel) est également possible.

Copyright © 2015 Dunod.

27.38.2 Pour éliminer les nitrites et éviter leur formation lors du traitement et de la distribution de l'eau

La chloration finale est une barrière suffisante pour oxyder les nitrites en nitrates (réaction peu rapide). L'ozonation est très efficace (réaction très rapide), l'oxydation par le dioxyde de chlore nécessite des temps de contact plus longs (réaction lente) (cf. F-C4).

En présence de nitrification sur les filtres à CAG, un arrêt prolongé (4 h ou plus) peut provoquer la formation de nitrites avec un maximum au centre du filtre (plusieurs dixièmes de mg/L). Seules une limitation de la durée des arrêts (moins de 2 h) et/ou la vidange du filtre pendant la période d'arrêt peuvent limiter cette formation de nitrites.

Les nitrites peuvent être formés à partir des nitrates avec une dose UV de 400 J/m^2, mais à des concentrations en nitrites < 0,1 mg/L. Dans les systèmes actuels, une gaine de coupure ou d'atténuation des longueurs d'onde inférieures à 240 nm est déposée sur la lampe pour éviter cette formation de nitrites.

27.39 Odeur et saveur

Référence de qualité :
- Acceptable pour les consommateurs
- Aucun changement anormal
- Pas d'odeur détectée à 25 °C pour un taux de dilution de 3

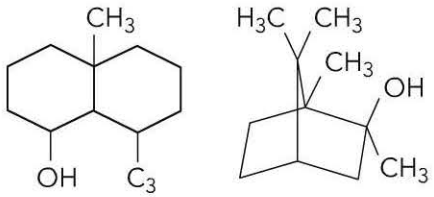


Figure 27.19 a) Géosmine ; b) Méthylisobornéol (MIB)

Avec la couleur, l'odeur et la saveur ont été, par le passé, des critères importants de la qualité de l'eau à boire. Aujourd'hui, l'odeur et la saveur sont plutôt des appréciations de la qualité organoleptique de l'eau potable, pouvant toutefois déceler la présence simultanée dans l'eau de plusieurs composés.

27.39.1 Les odeurs et les saveurs dans les eaux

Les origines de la saveur et de l'odeur sont nombreuses, molécules sapides dans la ressource (géosmine et MIB issus des proliférations algales, sels minéraux, métaux, micropolluants organiques) et molécules introduites ou formées lors

Copyright © 2015 Dunod.

du traitement (chlore total et sous-produits de désinfection) ou de la distribution (monomère de canalisation, de revêtements).

Les méthodes d'analyse sensorielle (odeur et flaveur) sont réalisées dans une salle spécialisée par un panel diversifié d'opérateurs qui définissent un seuil ou taux de dilution (seuil d'odeur, TON et seuil de flaveur, TFN) ainsi qu'une description parmi des listes prédéfinies. Des analyses chimiques (par GC/MS après une technique spécifique d'extraction dite « CLSA ») sont parfois effectuées par des laboratoires hautement spécialisés. Les taux de dilution guides à ne pas dépasser dépendent de la température (3 à 25 °C et 2 à 12 °C).

Remarques

• Les concentrations auxquelles apparaissent des goûts et/ou des odeurs dépendent de la nature des composés précurseurs. Quelques exemples pour les composés les plus sensibles, par classe :

– métabolites d'algues : géosmine et MIB (quelques dizaines de ng/L) ;

– sels : chlorure de magnésium (47 mg/L) ;

– métaux : fer (50 µg/L) ;

– chlore total : chlore libre (0,2-0,3 mg/L), monochloramine (0,5-0,7 mg/L) ;

– sous-produits de chloration : bromoforme (5 µg/L), iodoforme (0,3 µg/L), 2-chlorophénol (0,1 µg/L), trichloroanisole (quelques centièmes de ng/L) ;

– pesticides (>> 0,1 µg/L).

• Les études statistiques menées sur les plaintes du consommateur révèlent qu'environ 40 % des réclamations portent sur les goûts et odeurs avec une grande majorité de réclamations à propos de l'odeur de chlore, puis de moisi ou de terre, puis de pharmacie.

27.39.2 Pour limiter l'odeur et la saveur d'une eau potable

Optimiser la qualité organoleptique de l'eau lors du traitement et de la distribution résulte d'un ensemble d'actions sur l'usine et sur le réseau. On peut citer parmi les plus importantes pour les eaux de surface :

- optimiser l'élimination du COT (cf. § 27.15) ;
- prévoir un traitement de finition incluant si possible de l'ozonation et systématiquement un traitement par charbon actif ;
- bannir la pré-chloration et la remplacer par une pré-oxydation au ClO_2 ou O_3 ;

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

- éviter les chlorations trop importantes et privilégier des légères rechlorations en réseau plutôt qu'une chloration trop importante en usine ;
- remplacer le chlore par le dioxyde de chlore en désinfection finale sur l'usine, à condition de ne pas dépasser la référence de qualité sur les chlorites ;
- minimiser les zones mortes dans les réseaux et réservoirs, ainsi que les durées de stockage trop importantes (surtout à température élevée) ;
- entretenir le réseau de distribution et minimiser les fuites ;
- mener des actions préventives sur la ressource visant à limiter les proliférations algales.

27.40 Oxydabilité au permanganate de potassium

10 min en milieu acide
Référence de qualité : **5 mg O_2/L**

Ce test permet d'évaluer la quantité de matières organiques oxydables d'une eau. Pour une eau donnée, il existe souvent une bonne corrélation entre l'oxydabilité au $KMnO_4$ et le COD. Le rapport est généralement compris entre 1 et 1,5 mg O_2/mg C pour les eaux brutes et < 1 mg O_2/mg C pour les eaux traitées.

La limitation de ce paramètre lors du traitement de l'eau est identique à celle du COT (cf. § 27.15).

27.41 Perchlorates

ClO_4^- : 99,5 g/mol

L'effet toxique des perchlorates sur la glande thyroïde (perturbation de la régulation des hormones thyroïdiennes et formation de tumeurs thyroïdiennes chez le rat et les souris), donc la probabilité du cancer de la thyroïde liée à ce polluant, n'ont pas été mis en évidence par des études épidémiologiques récentes sur des eaux de consommation (contenant jusqu'à 100 µg/L de ClO_4^-). Par suite, le perchlorate n'est classé cancérogène par aucun organisme international.

Par application du principe de précaution, l'ANSES préconise que les femmes enceintes ou allaitant ne consomment pas une eau contenant plus de 15 µg/L de ClO_4^-. Pour l'eau des biberons des nourrissons de moins de 6 mois, la limite de 4 µg/L est recommandée. Il n'y a pas de restrictions actuelles pour les autres catégories de la population.

Copyright © 2015 Dunod.

27.41.1 Les perchlorates dans les eaux

Découverts récemment dans les captages d'eau potable de la région de Bordeaux, puis dans ceux du Nord-Pas-de-Calais (à plus de 30 µg/L), les ions perchlorates sont des polluants issus de l'agriculture (pesticides, amendements), de nombreuses industries (domaine militaire et aérospatial, propulseurs de fusées, pyrotechnie, airbags, adhésifs métalliques) ainsi que de déchets d'anciennes poudreries ou des restes des guerres mondiales. Certains auteurs notent la possibilité d'impuretés de perchlorates dans certaines eaux de Javel. C'est jusqu'à plus de 10 µg/L, voire 15, qui ont été détectés dans certaines eaux potables (en Midi-Pyrénées, Aquitaine et Nord-Pas-de-Calais). Il faut noter la présence de ClO_4^- dans de nombreux produits alimentaires (produits laitiers, fruits et légumes) à plusieurs dizaines voire centaines de µg/kg.

27.41.2 Pour éliminer les perchlorates dans les eaux

Les perchlorates sont éliminables par échange d'ions (résines spécifiques des perchlorates et résines conventionnelles), par nanofiltration (et osmose inverse) et par biofiltration (réduction en chlorures). Les résines spécifiques sont difficilement régénérables, les performances et les sous-produits de traitement biologique sont actuellement peu connus.

La sélectivité de l'anion perchlorate étant bien supérieure à celle des ions sulfate et nitrate, on peut s'attendre à de bonnes performances de l'échange d'ions, même avec des résines utilisées en dénitratation (cf. § 27.37). C'est ce qui a été démontré récemment par des études pilotes (sur résines dénitratantes) avec des fuites < 3 µg/L et des charges volumiques supérieures à 50 000 m^3 d'eau / m^3 de résine, pour des eaux brutes contenant ≈ 30 µg/L.

La nanofiltration (sur NF90) présente plus de 85 % de taux de rétention.

27.42 Pesticides

Insecticides, herbicides, fongicides, acaricides, nématocides, rodenticides…, métabolites, sous-produits de traitement et produits apparentés (PCB, PCT…)

Limites de qualité :

– **0,1 µg/L** par substance individualisée
– **0,03 µg/L** pour aldrine, dieldrine, heptachlore et heptachlore époxyde
– **0,5 µg/L** pour la somme des concentrations de l'ensemble des pesticides

En général, la dangerosité de ces polluants est liée à leur degré de persistance dans les eaux et l'environnement. L'effet cumulatif de leur additif est rarement

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

pris en compte mais probablement important, ainsi que celui de leurs produits de dégradation parfois plus toxiques que la molécule mère.

Les insecticides organochlorés sont tous neurotoxiques et beaucoup d'entre eux sont considérés comme carcinogènes seulement chez l'animal (DDT, lindane, HCH, heptachlore et heptachlore époxyde, 1-3 dichloropropène, endrine). Certains sont suspectés d'être carcinogènes chez l'homme sur le foie (aldrine et diedrine) et la prostate (chlordécone).

Les insecticides organophosphorés présentent une très haute toxicité chez l'homme (action anticholinestérasique avec blocage de l'influx nerveux) mais ne sont pas considérés comme carcinogènes.

Les carbamates (insecticides et herbicides) ne présentent ni d'effets neurotoxiques chez l'homme, ni d'action carcinogène démontrée. Ils peuvent toutefois former des nitrosamines avec les nitrites.

Les herbicides sont globalement moins toxiques que les insecticides, certains sont considérés comme cancérogènes (alachlore, mélange glyphosate et additif, isoprotoron, métolachlore). D'autres sont reprotoxiques (aminotriazole, diuron par son métabolite 3,4 DCA) ou sont suspectés de favoriser la formation de nitrosamines (trifluraline, glyphosate et AMPA).

Les molluscicides, comme le métaldéhyde, présentent une neurotoxicité aiguë à faible dose, notamment chez les animaux (hérissons, chiens), mais ne présentent pas de signe de cancérogénicité.

27.42.1 Les pesticides dans les eaux

Très utilisés en France (95 000 tonnes/an, dont 25 % de cuivre et de soufre), les pesticides sont retrouvés fréquemment dans les eaux de captage. Leur origine est principalement agricole, mais est aussi liée aux activités des collectivités locales, d'infrastructures de transports et des particuliers. Environ 800 substances sont autorisées en France et 150 ont été retirées du marché depuis le milieu des années 1990.

Il existe plusieurs techniques très sensibles de dosage par familles, les méthodes multi-résidus étant les plus pratiquées aujourd'hui par les laboratoires spécialisés. Celles par extraction liquide/liquide puis analyse GC/MS et (en complément) par extraction solide/liquide puis analyse LC/MS^2 sont généralement utilisées (l.d. : 5-30 ng/L). Pour certains cas particuliers, des techniques complémentaires doivent être appliquées. Par exemple, le glyphosate et son métabolite sont dosés par LC/fluorescence après dérivation (l.d. : 50 ng/L).

Copyright © 2015 Dunod.

Remarques

• Début des années 2000, ce sont (en ordre décroissant de présence) l'atrazine et ses métabolites, la simazine, le diuron, l'alachlore, le métolachlore, la terbutylazine, la cyanazine, le chlortoluron et l'isoproturon les pesticides les plus retrouvés dans les eaux naturelles. Aujourd'hui, viennent s'ajouter d'autres désherbants comme le glyphosate (Roundup) et son métabolite AMPA (les plus présents), le mecoprop, le S-métolachlore, la bentazone, la diméthénamide, la sulcotrione et, récemment, l'antilimace métaldéhyde.

• Le cas particulier des Antilles avec le chlordécone pose beaucoup de problèmes.

27.42.2 Pour éliminer les pesticides dans les eaux

Comme pour les nitrates, les actions préventives sont à privilégier.

En usine de traitement, bien que certaines étapes de clarification puissent contribuer à leur élimination, les pesticides sont éliminés par les traitements de finition ou d'affinage (ozonation, charbon actif, nanofiltration).

L'élimination des pesticides par clarification

C'est au niveau de la coagulation/floculation que la clarification peut contribuer à l'élimination des pesticides. Les rendements sont généralement faibles (nuls pour les phénylurées, acétochlore, métolachlore, sulcotrione, bentazone, diméthénamide, mais jusqu'à 20 % parfois cités pour triazines), sauf pour le glyphosate et l'AMPA. À pH optimal de 6, la coagulation/floculation au $FeCl_3$ permet d'obtenir jusqu'à 90 % d'élimination du glyphosate et 70 % de l'AMPA. Les polychlorures d'aluminium, au même pH, présentent des rendements plus faibles, mais conséquents (70 % et 40 %).

La filtration rapide sur sable est inefficace, sauf au niveau de la rétention des microflocs piégeant le glyphosate. La filtration lente a été citée comme partiellement efficace mais par un phénomène d'adsorption avec un équilibre rapidement atteint.

L'élimination des pesticides par ozonation

L'utilisation de l'ozone dans ce cas est une question délicate puisque l'ANSES (par l'ex-CSHP de France) a interdit l'utilisation de l'oxydation radicalaire pour éliminer les pesticides, en se basant sur la formation de sous-produits plus polaires et moins adsorbables dans le cas des triazines. Or, l'ozonation est toujours plus ou moins une oxydation radicalaire. Faut-il alors supprimer (ou arrêter) l'ozonation quand l'eau contient des pesticides ? Non, bien sûr (cf. chapitre 24).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

De plus, les triazines sont de plus en plus remplacées dans les eaux par le glyphosate et l'AMPA qui sont très bien éliminés par ozonation et non par adsorption sur charbon actif.

D'autres pesticides sont bien éliminés par l'ozone dans les conditions pratiquées sur les usines en inter-ozonation, comme par exemple le diuron, l'isoproturon, le MCPA, le 2,4-D, le bentazone, le diméthénamide, la sulcotrione et à moindre rendement l'acétochlore et le métolachlore.

L'élimination des pesticides par adsorption sur charbon actif

Sur CAP (en batch) en présence de compétiteur (COD résiduel après clarification) :

- certaines urées substituées (linuron, diuron, chlortoluron), les organochlorés (ex. : lindane, chlordécone) et certains organo-phosphorés (chlorpyryphos) sont les mieux adsorbés ;
- certains amides (alachlore, métolachlore, oxadixyl), les carbamates (carbendazime, diméthénamide), les triazines (atrazine), le bentazone et la sulcotrione sont moyennement adsorbés ;
- le terbuméton et surtout les métabolites des triazines sont les moins bien adsorbés ;
- le glyphosate et l'AMPA ne sont pas adsorbés.

En général, l'influence du COD est d'autant plus faible que l'adsorbabilité est faible.

Les études pilotes sur filtres CAG et les résultats sur usine montrent les mêmes séquences d'efficacité sur un nombre plus limité de molécules (en mélange), les urées substituées étant beaucoup mieux éliminées que l'atrazine et ses métabolites.

Les charbons bitumineux sont généralement plus efficaces, notamment sur des temps courts.

L'élimination des pesticides par nanofiltration

La nanofiltration (sur NF90) retient la quasi-totalité des pesticides à plus de 90 %, avec un rendement un peu plus faible pour le diuron.

27.43 pH ou potentiel hydrogène

Référence de qualité :
– **6,5 ≤ pH ≤ 9**
– Les eaux ne doivent pas être agressives

Copyright © 2015 Dunod.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Tableau 27.6 Valeurs de pH conseillées pour les principales opérations de traitement.

Procédé de traitement	Gamme de pH conseillée	Commentaires
Coagulation/floculation :		– Faire un ou plusieurs Jar-tests. – Le COT est d'autant mieux éliminé que le pH est faible, mais le risque de fuite de coagulant augmente. – Le glyphosate et l'AMPA sont mieux éliminés à pH 6. – Le mercure est mieux éliminé entre pH 7 et 8.
• avec sels d'aluminium	• 6,2 < pH < 7,5	
• avec chlorure ferrique	• 5 < pH < 6	
Rétention des métaux sur les filtres :		Attention aux effets d'un rehaussement du pH sur l'efficacité des traitements par charbon actif et sur la formation de bromates par ozonation.
• pour résiduels de coagulants	• 7 < pH < 7,5	
• pour le manganèse	• 7,5 < pH < 8	
Chloration :		Si l'eau a besoin d'être reminéralisée et si la désinfection a été assurée par d'autres procédés (O_3, UV, MF ou UF) choisir un pH plutôt proche de 8 (cas fréquent des eaux douces de surface).
• pour optimiser la désinfection	• 7 < pH < 7,5	
• pour minimiser la formation de THM	• pH ≥ 8	
Ozonation pour désinfecter tout en minimisant la formation de bromates	pH < 7 est l'idéal	Cette valeur atténue très fortement la formation de bromates, tout en assurant une excellente désinfection.
Reminéralisation pour mise à l'équilibre	$pH = pH_{équ.} + 0,2$	Cibler un pH plutôt ≥ 8 et un TAC moyen (< 10-12 °f) pour limiter la formation de THM et la dissolution du plomb.
Adsorption sur charbon actif pour l'élimination des micropolluants	pH < 7 est l'idéal	Les capacités d'adsorption diminuent quand le pH augmente.
Nitrification sur filtres à sable ou CAG ou sur biofiltre	7,2 < pH < 8,5	
Dénitrification	7 < pH < 8,2	

Copyright © 2015 Dunod.

Procédé de traitement	Gamme de pH conseillée	Commentaires
Décarbonatation :		Pour une mise à l'équilibre d'eau trop dure, il vaut mieux décarbonater « totalement » une partie du débit puis faire un mélange.
• pour mise à l'équilibre d'eau dure	• pH 10	
• pour élimination de Sb, As^{V}, Cd et Ni	• pH >10	
• pour élimination As^{III}	• pH >11-11,5	
• pour élimination Cr^{III}	• 8,5 < pH < 9	
• pour élimination de Ba	• pH > 9,4	
• pour élimination de F^-	• pH > 10,5	
Déferrisation :		
• physico-chimique (O_3, ClO_2 et $KMnO_4$)	• pH > 6,8	
• physico-chimique (Cl_2)	• pH > 7	
• physico-chimique (aération)	• pH > 7,2	
• biologique	• 6,5 < pH < 7,3	
Démanganisation :		
• physico-chimique (O_3, ClO_2 et $KMnO_4$)	• pH > 7	
• physico-chimique (Cl_2)	• pH > 8,5	
• biologique	• pH ≥ 7,5	
Nanofiltration	pH < 7	

C'est principalement le pH d'équilibre qui est un enjeu important (cf. § 27.27), mais de nombreux autres impacts de la valeur du pH sur le traitement de l'eau ont été cités dans cet ouvrage. Ils sont résumés ci-dessous.

27.43.1 Le pH des eaux

Le pH d'une eau représente son acidité (pH < 7) ou son alcalinité (pH > 7). Les eaux minéralisées (TAC et TH) ont généralement un pH légèrement alcalin, alors que les eaux contenant des teneurs élevées en matières organiques naturelles peuvent présenter des variations de pH très importantes (en périodes algales notamment). Les eaux des régions volcaniques sont légèrement acides.

27.43.2 L'importance et les effets du pH lors du traitement des eaux

La valeur du pH a une importance primordiale sur de nombreuses étapes de traitement, comme la coagulation/floculation, la rétention des métaux sur les filtres, la désinfection, les traitements de finition (mise à l'équilibre, décarbonatation, adsorption, ozonation, nanofiltration) et la plupart des traitements spécifiques (nitrification, dénitrification, déferrisation, démanganisation, élimination de nombreux métaux et métalloïdes). Le tableau 27.6 résume les gammes de pH conseillées pour chaque procédé.

27.44 Plomb

Pb : 207,2 g/mol
Limite de qualité : **10 µg/L** (en Pb total)

La toxicité très connue du plomb est le saturnisme, c'est-à-dire l'inhibition de cinq des enzymes nécessaires à la synthèse de l'hème et la diminution de la durée de vie des globules rouges. La part due à l'eau est loin d'être négligeable (20 %) et des cas de saturnisme par voie hydrique, pas très anciens, sont connus.

27.44.1 Le plomb dans les eaux

L'origine du plomb dans les ressources en eau est en partie naturelle (carbonates et sulfures qui s'oxydent en sulfates) et en partie anthropique (carburants par le passé, industries de minerais). Les eaux de pluie peuvent en contenir jusqu'à 5 g/L. L'origine dans les eaux potables distribuées est exclusivement le contact avec des tuyauteries en plomb, aujourd'hui interdites, mais existant encore dans les réseaux privés (branchements en plomb, soudures plomb/étain, robinetterie en laiton).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les processus chimiques de dissolution sont assez complexes. Le plomb peut se corroder dans l'eau et libérer du plomb soluble dans les zones anodiques, qui, après oxydation et complexation, recristallise lentement sous forme d'oxydes (PbO, PbO_2 et Pb_3O_4), de carbonates et hydroxycarbonates ($PbCO_3$, $Pb_3(OH)_2(CO_3)_2$) et d'hydroxyphosphates ($Pb_5(OH)(PO_4)_3$), plus ou moins solubles (cf. F-E2).

Il n'y a pas que les eaux agressives, mais également les eaux carbonatées qui peuvent dissoudre le plomb (cas de la ville d'Amiens, début des années 1990). Plusieurs modèles ont été élaborés, celui de Schock ou « Leadsol » est un des plus connus. On peut en conclure les observations suivantes à 25 °C :

- la solubilité du plomb est d'autant plus élevée que le pH est faible, mais l'écart entre pH 7 et pH 8,5 dépend du TAC (à 25 °C, le rapport est de 5 à 5 °f de TAC, et de 3 à 30 °f) ;
- à pH 7, la solubilité du plomb diminue avec l'augmentation continuelle du TAC de l'eau ;
- à pH ≥ 8, la solubilité du plomb diminue avec l'augmentation du TAC (jusqu'à 5-10 °f), puis augmente légèrement pour les TAC plus importants.

D'autres facteurs influencent la dissolution, comme l'agressivité de l'eau, la température de l'eau, le temps de contact, la longueur de la tuyauterie en plomb, le temps et le débit de prélèvement et les turbulences.

L'analyse du plomb dans l'eau est effectuée par SAA avec four graphite (l.d. : 0,5 µg/L) ou par ICP (5 µg/L), voire par ICP/MS (0,005 µg/L). La méthode de prélèvement au robinet revêt une grande importance au regard de l'interprétation des résultats (prélèvement aléatoire, prélèvement après écoulement ou prélèvement proportionnel intégré sur plusieurs jours).

27.44.2 Pour limiter la teneur en plomb dans l'eau du robinet

La meilleure solution, est le remplacement de tout élément en plomb ou contenant du plomb (conduites, branchements, soudures, joints, robinets), comme l'exige la règlementation pour le réseau public.

Au niveau du traitement

Le plomb dans l'eau brute est bien éliminé par clarification avec coagulation.

Pour l'eau distribuée, le pH de l'eau doit être proche du pH d'équilibre et si possible dans une gamme 8-8,5. La reminéralisation permet d'augmenter le pH et le TAC (trop faible) des eaux très douces et la décarbonatation partielle permet d'augmenter le pH en diminuant le TAC (trop élevé) des eaux dures.

Copyright © 2015 Dunod.

Un traitement « filmogène » par introduction d'orthophosphates (1-1,5 mg/L de P) donne des résultats probants mais moins importants que ceux prévus par les modélisations. Ils ne permettent d'atteindre la limite de qualité que lorsqu'ils sont couplés à un remplacement sélectif des canalisations en plomb.

Au niveau de l'usager

La purge des canalisations avant consommation est toujours une solution à employer, surtout dès le matin ou après une période d'arrêt de l'usage de l'eau. Ceci est à la portée de n'importe quel consommateur et doit être effectué systématiquement dans les zones à risque, même si un tel « gaspillage » de l'eau (pourtant faible) n'est pas apprécié par l'usager.

27.45 Radioactivité – Dose totale indicative

Dose efficace < 5 % de la dose efficace naturelle (2,4 mSv/an)
– Dose efficace E (en sieverts, Sv) = $\Sigma\, H_T.W_T$
– Dose équivalente H_T (en Sv) = $D_R.W_R$
– Dose absorbée D_R (en grays, Gy) = 1 J/kg
– W_T : facteur de pondération qui dépend du tissu considéré
– W_R : facteur de pondération qui dépend du type de rayonnement
Référence de qualité : **0,1 mSv/an**

La toxicité est soit directe par les effets biologiques sur les cellules, soit indirecte par production de radicaux oxydants. Les dommages survenant sur les cellules peuvent conduire à la mort chez les individus exposés ou à des réparations non fidèles des cellules, transmises aux autres cellules et pouvant conduire à un cancer (thyroïde).

La radioactivité dans les eaux peut être naturelle (^{220}Rn, ^{222}Rn, ^{219}Rn, ^{40}K, ^{87}Rb…) et de nature anthropique (nucléaire : Rn et U).

La dose à ne pas dépasser dans les eaux est calculée comme étant inférieure à 5 % de la dose naturelle reçue annuellement par individu.

Différents détecteurs permettent de déterminer la radioactivité, par spectrométrie gamma, alpha et bêta. Les laboratoires spécialisés et agrées font les mesures et les interprètent en dose.

Pour les éléments responsables de cette radioactivité (radium, uranium notamment), l'étape de clarification peut retenir une grande partie des éléments radioactifs, l'échange d'ions et la nanofiltration sont des traitements de finition possibles quand aucune autre ressource n'est disponible.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.46 Radon

– ^{222}Rn (radon) : 222 g/mol
– ^{220}Rn (thoron) : 220 g/mol
– ^{219}Rn (actinon) : 219 g/mol

Gaz rare radioactif issu de la désintégration de l'uranium et du radium, le radon est naturellement présent dans les sous-sols granitiques et volcaniques. Il est cancérogène certain pour l'homme par inhalation et compte tenu de sa présence dans l'atmosphère environnant des eaux qui le contiennent, l'objectif de protection a été fixé à 400 Bq/m^3 dans les bâtiments. Sa concentration dans les eaux est faible et est mesurée par spectrométrie à scintillation liquide (l.d. : 0,23 Bq/L).

27.47 Sélénium

Se : 79 g/mol
Limite de qualité : **10 µg/L** (en Se total)

Le sélénium n'a pas d'action cancérogène connue, mais le sujet reste très controversé et son action dans la goitrogénèse est suspectée. Il est indispensable pour l'organisme humain puisque sa carence se traduit (en Chine, au Tibet notamment) par des maladies de croissance (Kashin-Beck). Par ailleurs, il agit comme un antioxydant qui peut avoir un effet protecteur contre certains agents cancérogènes. La limite entre la dose utile et la dose toxique n'est pas vraiment connue. Des études épidémiologiques ont montré que l'apport hydrique (eau potable > 10 g/L) ne modifiait pas significativement la teneur en sélénium dans l'organisme humain (ongles). La valeur paramétrique pourrait être révisée (à la hausse).

27.41.1 Le sélénium dans les eaux

Métalloïde largement répandu dans la nature (pyrites, minerais sulfurés), le sélénium peut être également apporté dans les eaux par les rejets d'industrie (raffinage du cuivre, colorants, semi-conducteurs, caoutchouc, pharmacie et cosmétique).

De chimie comparable au soufre, le sélénium est présent dans les eaux sous forme réduite ($HSeO_3^-$, SeO_3^{2-}) et oxydée (SeO_4^{2-}) (cf. F-E2).

Son dosage est effectué par SAA avec four graphite (l.d. : 1 µg/L), SAA avec génération d'hydrure (0,5 µg/L) et par ICP/MS (0,1 µg/L), cette dernière technique permettant de faire la spéciation Se^{IV}/Se^{VI}.

Copyright © 2015 Dunod.

Remarque

Il a été signalé jusqu'à 100 à 200 µg/L dans certaines rivières, mais la plupart des eaux présentent des concentrations < 10 µg/L, avec quelques eaux souterraines entre 10 et 20 µg/L.

27.47.2 Pour éliminer le sélénium dans les eaux

En règle générale, il faut choisir le mélange avec des eaux sans sélénium plutôt que le traitement, qui est très rare d'ailleurs. Toutefois, certains essais ont été menés principalement à l'échelle du laboratoire voire à l'échelle pilotes. Il découle de ces essais qu'il est nécessaire de procéder à la spéciation (Se^{IV}/Se^{VI}) du sélénium présent dans l'eau à traiter où les deux formes sont généralement présentes, le rapport dépendant du pH et du potentiel d'oxydoréduction de l'eau.

Pour éliminer les ions sélénites (Se^{IV}), on dispose de plusieurs procédés conventionnels, comme la coagulation au fer ferrique (à pH 6), la décarbonatation à la chaux, l'adsorption sur alumine activée (capacité de 30 000 V/V pour une concentration de 15 µg/L en Se^{IV}) et sur granulés d'hydroxyde de fer ou GHF (capacité de 40 000 à 45 000 V/V). Ces procédés n'éliminent pas ou très peu l'ion séléniate (Se^{VI}).

L'élimination des séléniates nécessite l'utilisation de résines anioniques (de dénitratation par exemple). D'après les données existantes, issues d'études pilote, les capacités restent assez faibles (de l'ordre de 1 400 V/V) et la régénération se fait facilement. La nanofitration est également une solution, compte tenu de la similitude avec les sulfates qui, dans ce cas, donne d'excellents rendements (cf. § 27.49).

27.48 Sodium

Na^+ : 23 g/mol
Référence de qualité : **200 mg/L**

Le niveau guide du sodium dans les eaux potables est essentiellement de nature à préserver le goût de l'eau.

Naturellement présent dans les eaux, de quelques dizaines de mg/L à (exceptionnellement) plus de 500 mg/L, le sodium provient de la décomposition des silicates de sodium et d'aluminium, des retombées marines et des infiltrations d'eaux

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

salées. Le déneigement et les rejets industriels divers contribuent également à sa présence dans les ressources. Les utilisations de l'eau de Javel et de la soude représentent un apport significatif dans les eaux traitées.

Le dosage du sodium par spectrométrie d'émission de flamme est généralement suffisant. Aucun traitement n'est possible, outre l'osmose inverse et la distillation.

27.49 Sulfates

SO_4^{2-} : 96 g/mol
Référence de qualité :
– **250 mg/L**
– Les eaux ne doivent pas être agressives

La fixation d'une référence de qualité sur les sulfates dans les eaux potables est guidée par le souci de préserver le goût et de limiter la corrosion (indice de Larson, cf. § 22.2.5).

Les concentrations dans les eaux naturelles sont généralement de 30 à 50 mg/L sauf au contact de terrains avec sulfates minéraux (gypse) où les concentrations peuvent dépasser 300 mg/L. Les utilisations de sulfate d'alumine et d'acide sulfurique augmentent la teneur en sulfates dans l'eau traitée.

Le dosage le plus pratiqué est par chromatographie ionique.

La nanofiltration permet d'éliminer très efficacement les sulfates, ainsi que l'échange d'ions (échange avec Cl^-).

27.50 Température

Référence de qualité : **25 °C**, sauf pour eaux chaudes sanitaires et eaux distribuées dans les DOM

La température des eaux potables devrait être inférieure en été et supérieure en hiver à la température de l'air. La température des eaux souterraines est d'environ 12 à 15 °C alors que celle des eaux superficielles varie de 2 à 30 °C. Les effets de la température sur le traitement et la qualité de l'eau sont résumés dans le tableau 27.7.

Copyright © 2015 Dunod.

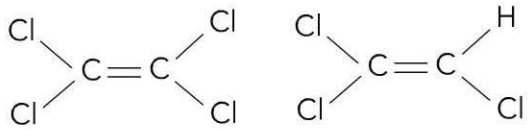
Tableau 27.7 Effets de la température sur le traitement et la qualité de l'eau.

Procédés	Effets par variation de la température de l'eau	Solutions et/ou remarques
Coagulation/ floculation	Une diminution de la température diminue les vitesses d'hydrolyse de Al^{3+} et Fe^{3+} et par suite la grosseur des flocs.	– Augmenter le temps de floculation. – Remplacer le sulfate d'aluminium par un polychlorure d'aluminium (PCA).
Décantation-flottation	Une diminution de la température augmente très significativement la viscosité donc diminue la vitesse de sédimentation ou de flottation.	Diminuer la vitesse ascensionnelle du décanteur ou la vitesse descensionnelle du flottateur (diminuer le débit).
Filtration (tous types)	Une diminution de la température augmente très significativement la viscosité donc augmente la perte de charge et diminue la perméabilité. Les cycles seront plus courts.	Il faudra laver les filtres plus fréquemment
Ozonation	– Une diminution de la température diminue le potentiel de formation de bromates, tout autre paramètre identique. – Une diminution de la température diminue significativement l'efficacité désinfectante surtout vis-à-vis des virus et des protozoaires.	Si l'ozonation est dimensionnée en eau froide, le *C.t* appliqué pourra être diminué en eau chaude pour éviter l'augmentation de la formation de bromates tout en maintenant la même efficacité désinfectante.
Chloration	Une diminution de la température diminue les vitesses de désinfection, de consommation de chlore et de formation de THM (et autres SPD), mais augmente la proportion de HOCl plus réactif.	Des changements de température auront peu d'effets sur la chloration sauf à pH ≥ 8 où la concentration en ClO^- ne dépend plus de la température.
Adsorption	Une diminution de la température diminue la vitesse d'adsorption, donc la capacité à flux constant.	– Diminuer la charge (donc la vitesse de passage) quand la température diminue. – Ajouter du CAP.
Nitrification	Une diminution de la température diminue les vitesses de réactions biologiques (diminution par 2 de l'efficacité à 10 °C), voire les bloquent (à < 4 °C).	Diminuer la charge (donc la vitesse de passage) quand la température diminue.
Dénitrification	Une diminution de la température diminue les vitesses de réactions (de 14 à 7 °C la charge appliquée diminue d'un facteur 3).	Diminuer la charge (donc la vitesse de passage) quand la température diminue.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

27.51 Tétrachloroéthylène et trichloroéthylène

Tétrachloroéthylène
C_2Cl_4 : 166 g/mol
Trichloroéthylène
C_2HCl_3 : 131,5 g/mol
Limite de qualité : **10 µg/L** pour la somme des concentrations massiques des deux solvants chlorés



a) b)

Figure 27.20 a) Tétrachloroéthylène ; b) Trichloroéthylène.

Les polychloroéthylènes sont responsables d'un grand nombre d'intoxications aiguës et même chroniques (pour le trichloroéthylène : atteintes neurologiques, complications cardio-vasculaires). Les deux composés visés par la règlementation provoquent des cancers hépatocellulaires chez la souris, mais pas chez d'autres animaux (comme le rat par exemple).

27.51.1 Les solvants chlorés dans les eaux

Le trichloroéthylène (ou trichlorure d'acétylène) et le tétrachloroéthylène (ou perchloroéthylène), de la classe des solvants chlorés, sont des polluants issus de l'industrie de dégraissage des métaux, de nettoyage à sec et des industries chimiques (agents de peinture, fabrication de résine, de pesticides…).

Leur dosage est réalisé par espace de tête (*head-space*) ou extraction liquide/liquide suivie d'une analyse par GC/ECD ou GC/MS (l.d. : 0,05-0,2 µg/L).

27.51.2 Pour éliminer les solvants chlorés dans les eaux

Le stripping en colonne à garnissage est efficace pour des rapports air/eau supérieurs à 8 V/V. L'aération est moins efficace. Ces traitements peuvent être suivis d'une acidification et d'une filtration sur CAG.

L'efficacité moyenne de la filtration CAG, avec un temps de séjour hydraulique de l'ordre de 10 min, n'est généralement pas suffisante pour des concentrations initiales de 20 µg/L par solvant. Il est alors indispensable de doubler cette opération (double filtration CAG).

Copyright © 2015 Dunod.

Les couplages adsorption sur CAP et séparation liquide/solide sont généralement très efficaces et moins consommateur de charbon que la filtration CAG.

Il faut noter que l'oxydation, même par l'ozone, n'est pas efficace dans les conditions pratiquées en eau potable.

27.52 Trihalométhanes (THM)

- $CHCl_3$: 119,5 g/mol
- $CHBrCl_2$: 163,9 g/mol
- $CHBr_2Cl$: 208,3 g/mol
- $CHBr_3$: 252,7 g/mol

Limite de qualité : **100 µg/L** pour la somme des concentrations massiques des quatre THM

Les trihalométhanes sont susceptibles d'induire l'apparition de cancers par voie digestive chez l'animal, notamment le chloroforme. Les études statistiques sont encore (et toujours) controversées et l'absence de relation dose-effet est particulièrement notée. Toutefois, ces composés doivent, avant tout, être considérés comme des traceurs de la présence d'autres composés organo-chlorés (TOX ou AOX) formés lors de la chloration des eaux et dont on sait que l'effet mutagène est élevé (EMX notamment, cf. F-C7).

27.52.1 Les THM et autres sous-produits de chloration dans les eaux

Essentiellement formés dans les eaux potables lors de la réaction du chlore libre (particulièrement HOCl) sur les composés organiques naturels, les THM font partie des sous-produits de chloration avec les acides haloacétiques (AHA), les haloacétonitriles et autres sous-produits plus minoritaires (cf. F-C7).

D'une manière générale, plus le COT (ou l'oxydabilité $KMnO_4$) d'une eau est élevé, plus le risque est grand de former des THM. L'eau avant chloration doit donc contenir un COT le plus faible possible (c'est pourquoi la pré-chloration a été supprimée en traitement d'eau de surface), bien que ce paramètre ne soit pas le seul à prendre en considération.

Les autres paramètres qui ont (ou peuvent avoir) une influence sur la formation de sous-produits de chloration sont principalement, la concentration en chlore libre, le pH, la température, les concentrations en bromures et en azote ammoniacal.

Le dosage des THM totaux est effectué par GC/ECD ou GC/MS par la méthode d'extraction par espace de tête (liquide/gaz) ou après extraction liquide/liquide.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Les limites de détection sont comprises entre 0,1 et 0,4 µg/L selon les THM et les méthodes d'extraction et de détection.

Les AOX (ou TOX) peuvent être dosés à l'aide d'un appareil spécial comportant une combustion (à 950 °C) de la totalité des composés organiques, précédée d'une extraction liquide/solide et suivie d'une détection des halogénures libérés (par microcoulométrie).

Les acides haloacétiques sont dosés par GC/MS ou GC/ECD (selon la méthode de dérivation) après extraction liquide/liquide et dérivation chimique.

Les haloacétonitriles et haloacétones peuvent être dosés en même temps que les THM et l'hydrate de chloral en même temps que les acides haloacétiques.

Remarques

• Exprimée en chlorures, la somme THM et AHA représente environ de 50 % des AOX (ou TOX) dont environ 40 % pour les THM totaux. Les autres AOX identifiés ne représentent pas plus de 10 %, ce qui signifie que 40 % des AOX formés lors de la chloration des eaux sont aujourd'hui inconnus.

• Des campagnes d'analyse réalisées récemment sur plusieurs usines d'eau potable ont montré que la teneur en acides haloacétiques totaux est de l'ordre de 2 à 8 fois plus faibles que celles en THM totaux (comparaison en µg/L).

27.52.2 Comment maîtriser la formation de THM en désinfection usine

Le lecteur se reportera aux chapitres concernés (cf. § 17.5 et F-C9) pour plus de détails. Le diagramme de la figure 27.21 résume les principales interventions à respecter et les précautions à prendre pour limiter la formation des THM totaux en usine et en réseau. Ces préconisations s'appliquent également pour l'ensemble des AOX dont les acides haloacétiques.

Copyright © 2015 Dunod.

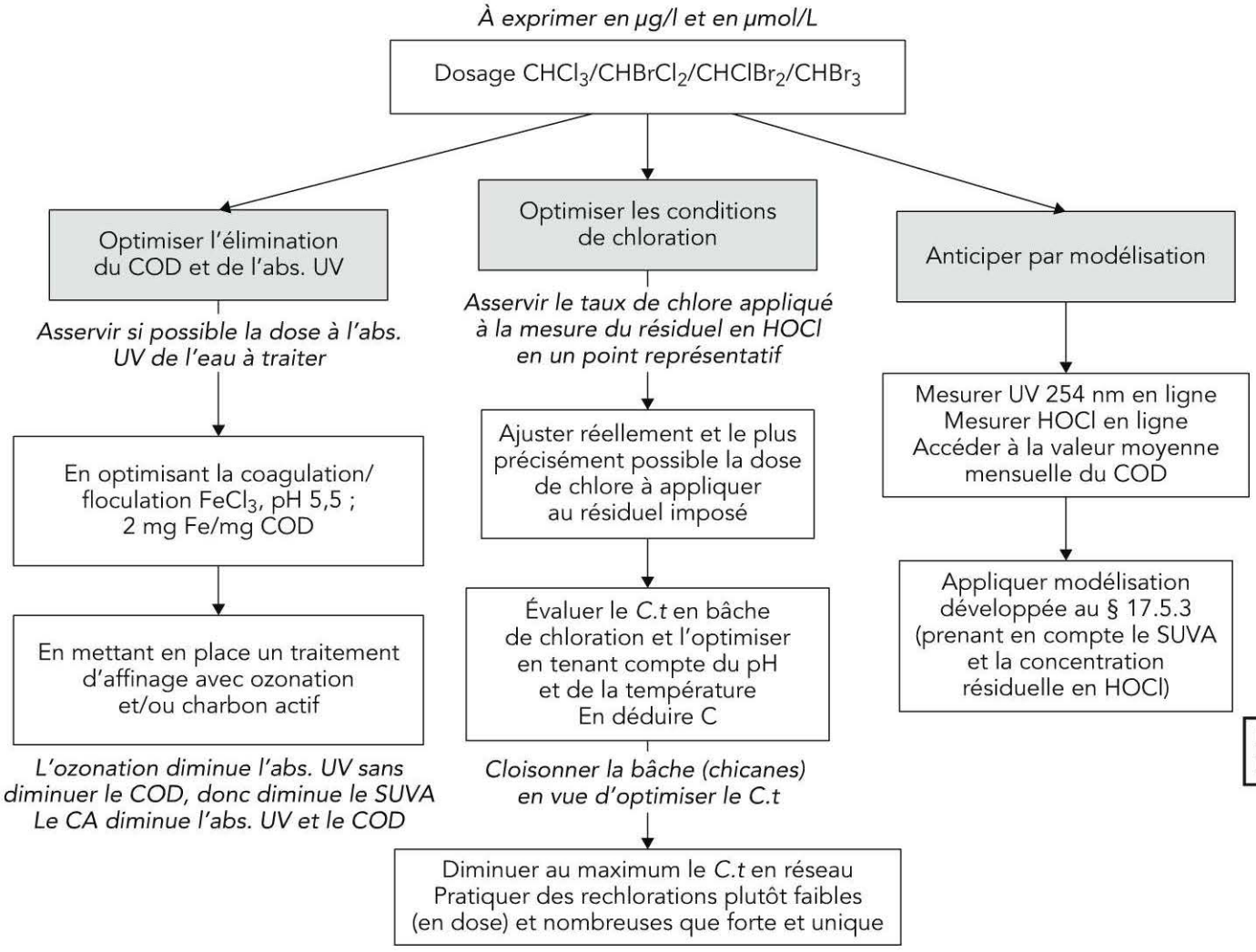


Figure 27.21 Principales mesures pour limiter la formation des THM totaux en usine et en réseau.

27.53 Tritium

^3H : 3 g/mol

Référence de qualité : **100 Bq/L**

Le tritium émet des rayons bêta avec une période de 12,3 années, soit une radioactivité qualifiée de « faible ». Les principales voies d'exposition pour l'homme au tritium sont l'ingestion par les aliments et par l'eau (par origine naturelle de 0,01 mSv/an, + 0,005 mSv/an par installations nucléaires).

Le remplacement de ^1H par ^3H dans les molécules biologiques est la principale cause de toxicité (cassures de l'ADN et mort des cellules avec mutations possibles). Au plan sanitaire quelques cas d'intoxications aiguës ont été traités. Chez l'animal des excès de cancer sont été observés à des doses élevées

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

(100 à 200 mSv) mais l'effet cancérigène chez l'homme n'est pas clairement établi.

L'origine dans les eaux est principalement naturelle (5 à 7.10^{16} Bq/an) à laquelle il faut ajouter la pollution par les centrales nucléaires ($1{,}8.10^{16}$ Bq/an) et les centres de traitements des rejets de combustibles usagés (10^{16} Bq/an pour 1 600 tonnes de matériaux traités).

La référence de qualité de 100 Bq/L correspond à 1,8 à $4{,}8.10^{-6}$ mSv ingéré selon l'âge, soit, sur la base de 2L/jour, 0,0013 à 0,0035 mSv/an.

27.54 Turbidité

Au point de mise en distribution (avant traitement de neutralisation ou de réminéralisation) pour les eaux superficielles, et pour les eaux d'origine souterraine provenant de milieux fissurés présentant une turbidité périodique supérieure à 2 NFU :
– *Limite de qualité :* **1 NFU**
– *Référence de qualité :* **0,5 NFU**
Aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine :
– *Référence de qualité :* **2 NFU**

C'est un paramètre directement observable par le consommateur donc de grande importance, qu'il ne faut pas considérer seulement comme un paramètre esthétique, mais que certains auteurs qualifient également de paramètre microbiologique. Par ailleurs, les qualités organoleptiques de l'eau sont détériorées par la présence de turbidité.

Lors du traitement de l'eau, la turbidité constitue une gêne pour l'efficacité des traitements de désinfection, car l'action protectrice des colloïdes vis-à-vis des micro-organismes a été plusieurs fois démontrée (une turbidité > 5 NFU limite la destruction des coliformes). Elle doit donc être éliminée avant toute opération de désinfection et plus généralement de finition ou d'affinage.

27.54.1 La turbidité des eaux

Essentiellement d'origine naturelle (colloïdes argileux et organiques), la turbidité peut être également d'origine anthropique (industries minières, lessivage des zones urbaines, rejets de stations d'épuration).

Plusieurs méthodes d'analyse sont disponibles. Pour les ressources en eau les méthodes terrain de type « fil de platine » et « disque de Secchi » peuvent être

Copyright © 2015 Dunod.

utilisées, mais ce sont les méthodes s'appuyant sur le principe de l'effet Tyndall qui sont les plus utilisées (après dilution pour turbidité > 40 NFU), les seules efficaces pour les eaux traitées. Parmi ces méthodes (« gouttes de mastic », « silice », « formazine »), c'est la méthode néphélométrique à la formazine qui est la méthode de référence et qui permet d'exprimer le résultat en NFU (unité comparable aux unités JTU, FTU ou NTU). Les turbidimètres sont disponibles pour des mesures au laboratoire ou en ligne.

Remarques

- La turbidité des eaux brutes est très variable d'un type d'eau à un autre (eau souterraine, eaux de cours d'eau et eaux de retenue) et d'une saison à une autre.
- Les eaux souterraines (autres que celles en milieux fissurés et après exhaure en présence de fer) présentent une turbidité < 1 NFU.
- Les eaux de surface et les eaux souterraines sous leur influence ou en zones karstiques présentent des turbidités de 2 à 100 NFU, qui peuvent atteindre exceptionnellement 10 000 NFU pour les eaux de cours d'eau.

27.54.2 Relations entre la turbidité des eaux et la désinfection par voie physique

Il a été établi qu'il existe des relations entre la turbidité des eaux traitées et l'abattement des micro-organismes (algues, protozoaires, coliformes, streptocoques, germes totaux), relations dépendant des micro-organismes et des types et conditions de traitement. C'est dans le cas des parasites protozoaires que ces relations ont été récemment les plus étudiées (cf. § 16.3).

27.54.3 Pour éliminer la turbidité des eaux

Ce sont les procédés de clarification qui atteignent l'objectif de turbidité. Une clarification conventionnelle complète (coagulation/floculation/décantation ou flottation puis filtration en profondeur) d'une eau de surface doit permettre d'atteindre 0,1 NFU de turbidité, avec < 2 NFU en sortie de décanteur ou < 1 NFU en sortie de flottateur.

Pour les eaux souterraines, une filtration simple sans coagulation sur filtre doit permettre d'atteindre 0,5 NFU et une microfiltration ou ultrafiltration < 0,1 NFU.

En cas de dysfonctionnement, le lecteur pourra se rapporter aux parties concernant la coagulation/floculation, la décantation et la filtration en profondeur.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Le diagramme 27.22 résume les solutions possibles de la plus simple à la plus « lourde », de haut en bas.

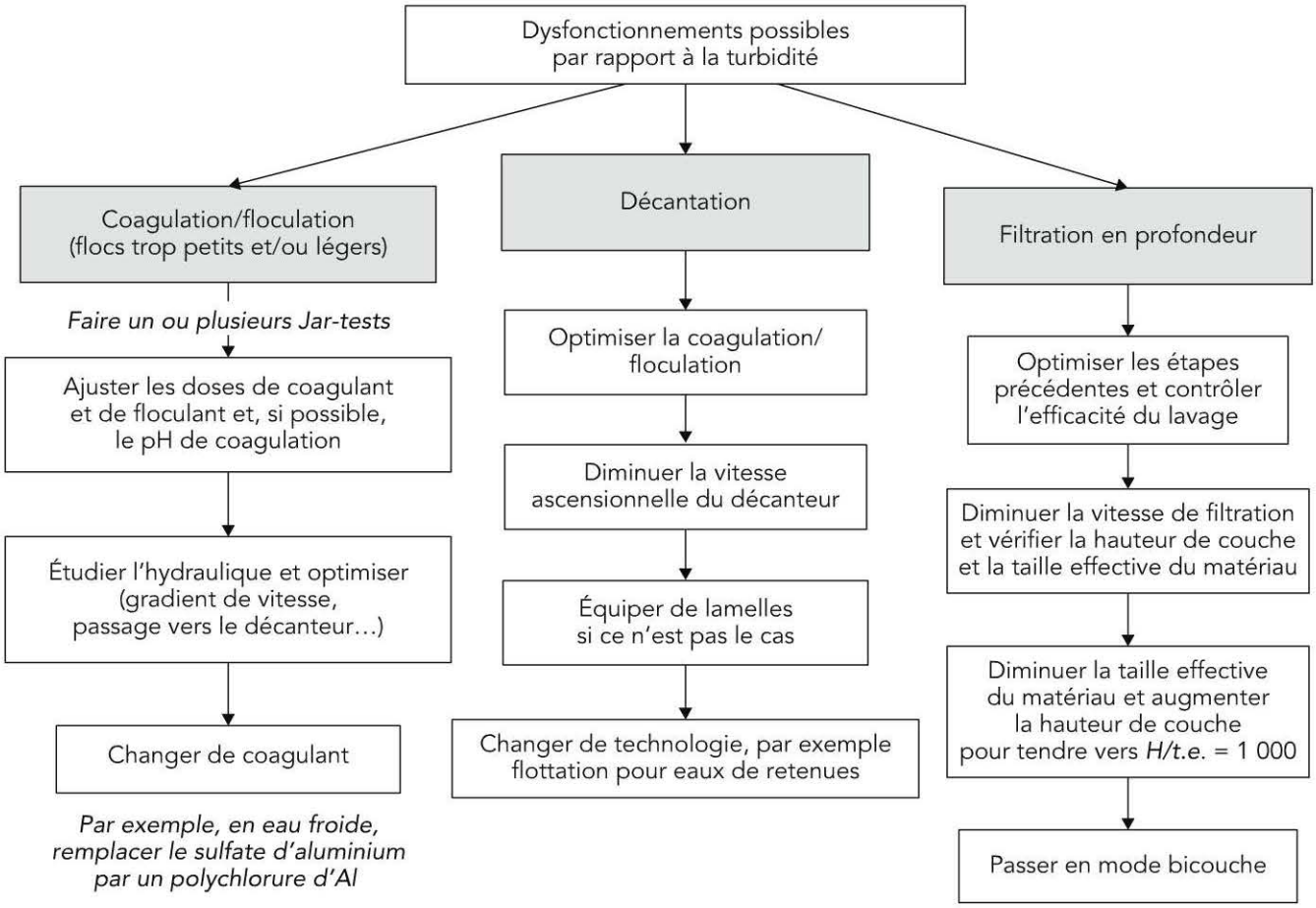


Figure 27.22 Pour régler les problèmes liés à la turbidité.

Copyright © 2015 Dunod.

Sources et supports

Ouvrages

C.F. Baes, R.E. Mesmer. *The hydrolysis of cations*, John Wiley & Sons, Inc., 1976.

W. Stumm, J.J. Morgan. *Aquatic chemistry*, 2nd ed., John Wiley & Sons, Inc., 1981 (3e édition en 1996).

Agence de l'eau Loire-Bretagne, B. Legube. *Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable*, guide technique publié par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, septembre 1996.

L. Sigg, P. Behra, W. Stumm. *Chimie des milieux aquatiques*, 4e édition, Dunod, 2004.

Degrémont Suez. *Mémento technique de l'eau*, 10e édition française, 2005.

J.P. Duguet (coordonnateur) et coll. *Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine*, ASTEE, travaux de la commission « Distribution de l'eau » de l'ASTEE, 1re édition, 2006.

J. Rodier, B. Legube (coordonnateur), N. Merlet et coll. *L'analyse de l'eau*, 9e édition, Dunod, 2009.

Autres supports

H. Godart. « Eaux de distribution – Traitements unitaires », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines »), référence C 5 200.

B. Legube, P. Mouchet. « Eaux de distribution – Filières de traitement », *Techniques de l'Ingénieur*, référence W 5 510.

P. Mouchet. « Traitements des eaux avant utilisation – Filières et applications », *Techniques de l'Ingénieur* (base documentaire « eaux industrielles »), référence g1172.

Principaux articles et textes de conférences (en langue française)

Extraits des revues *Techniques, Sciences, Méthodes* (TSM) et *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* (EIN), des recueils de conférences des « Journées Information Eaux de Poitiers » (JIE), ainsi que des conférences de stage de formation permanente APTEN-Poitiers.

Micro-organismes

Y. Richard, J.C. Joret, A. Haasen, F. Agbalika, P. Hartemann. « Comparaison de l'efficacité de la coagulation sur filtre et de la décantation vis-à-vis de l'élimination des virus », EIN, 1986, n° 103, p. 37-40.

Copyright © 2015 Dunod.

© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

B. Langlais, J.-C. Joret, D. Perrine, J-P. Chenu, J.-C. Legardinier. « L'inactivation par l'ozone de *Cryptosporidium*. Essais de laboratoire mettant en œuvre un modèle biologique », TSM, 1991, n° 4, p. 197-200.

V. Mandra, I. Baudin, C. Anselme. « Comparaison de l'efficacité des traitements conventionnels et des membranes en tant que techniques de désinfection », JIE, 1994, conf. 6, 22 p.

F. Nakache. « Élimination des micro-organismes pendant la clarification d'une eau destinée à la potabilisation », TSM, 1995, n° 3, p. 212-218.

J. Baron, J.-C. Joret, J. Lesavre, J.-Y. Perrot. « Désinfection par UV des poliovirus et des bactériophages FRNA spécifiques », TSM, 1995, n° 12, p. 931-936.

V. Bonneylie, I. Baudin, F. Bernazeau, P. Gislette, P. Mouchet. « Élimination des algues planctoniques : efficacité des filières de traitement », TSM, 1995, n° 10, p. 721-727.

C. Carbonnier, F. Nauleau. « Traitement des algues : détection des blooms, élimination par clarification », TSM, 1995, n° 10, p. 743-746.

F. Benoufella, A. Laplanche, V. Boisdon, M.-M. Bourbigot. « Élimination de trois genres d'algues de type cyanobactéries par un procédé d'ozonation. Approche de la toxicité avant et après traitement », TSM, 1995, n° 10, p. 737-742.

V. Boisdon. « Efficacité de la désinfection par les procédés d'oxydation chimique et de rayonnement UV », TSM, 1995, n° 3, p. 228-236.

J.-M. Laine, P. Charles, P. Renaud. « Estimation du risque potentiel dû à la présence d'oocystes de *Cryptosporidium* dans l'eau. L'approche Lyonnaise des Eaux », JIE, 2000, conf. 11, 7 p.

E. Delom, J.-F. Munoz. « Caractérisation de la présence de *Campylobacter jejuni* dans un réseau de distribution d'eau d'alimentation », TSM, 2000, n° 9, p. 71-78.

J.-P. Duguet, A. Montiel. « Une approche de l'évaluation du risque microbiologique : l'application aux usines de production d'eau potable de Paris », JIE, 2002, conf. 18, 9 p.

J.P. Guyonnet, J. Claudet. « Épidémie de gastro-entérite aiguë à *Cryptosporidium* liée à la pollution des eaux d'alimentation de la ville de Sète », TSM, 2002, n° 1, p. 23-29.

E. Chauveheid, S. Mazoua. « Les spores de bacilles aérobies comme indicateur de désinfection des eaux de surface traitées », JIE, 2004, conf. 12, 12 p.

J.-M. Bouillon, C. Durand, J.-M. Laya. « Maîtrise des risques microbiologiques et de la turbidité : l'exemple du Syndicat de travaux et de production d'eau potable de la région de Damville (NTU et *Crypto* et *Giardia*) », TSM, 2004, n° 12, p. 41-49.

E. Soyeux, A. Dequeker-Cormont, D. Lenes, L. De Beir. « Cryptogia : une méthode d'évaluation des risques de contamination par les parasites *Cryptosporidium* et *Giardia* des ressources utilisées pour l'eau potable », TSM, 2005, n° 6, p. 31-38.

F. Nakache-Danglot, J.-C. Joret, O. Taudou. « Suivi des légionelles dans les réseaux de distribution d'eau potable », TSM, 2006, n° 7/8, p. 47-58.

D. Lenes, V. Gaget, K. Delabre, N. Tandeau de Marsac, P. Roche. « Problématique cyanobactéries toxiques en eau de consommation », TSM, 2006, n° 7/8, p. 67-80.

P. Robert, M. Clement, G. Randon, A. Crocq, R. Seux. « Étude des facteurs influençant la rétention des protozoaires au cours des différentes étapes de production d'eau alimentaire. Échelles industrielles et pilote », TSM, 2006, n° 5, p. 39-52.

F. Jacques, A. Vidal, F. Menard-Szczebara, A. Fredal-Le-Bourdonnec, S. Oberti. « Évaluation des traitements de désinfection des *Legionella* dans les réseaux d'eau chaude sanitaire », JIE, 2006, conf. 61, 14 p.

S. Dubrou, E. Macheras, B. Welte, L. Guidicelli, L. Chignon, J.-L. Gaillard, B. Heym. « Prévalence des mycobactéries non tuberculeuses dans les filières de traitement et les réseaux de distribution d'eau à Paris », JIE, 2010, conf. 57, 12 p.

Paramètres chimiques

Acrylamide

K. Gaïd, P. Sauvignet. « Les polymères synthétiques : qu'en est-il du résiduel de monomère d'acrylamide dans le traitement d'eau potable ? », EIN, 2010, n° 337, p. 53-55.

Aluminium

M.-M. Bourbigot, A. Pagliardini, P. Marteil. « Étude des facteurs déterminant la fuite en aluminium dans les eaux potables. Cas de l'usine de Super-Rimiez », TSM, 1988, n° 2, p. 73-77.

Y. Bastanes, G. Coriton, C. Democrate, M. Djafer, J. Cavard. « Contrôle de l'aluminium dissous dans les filières de potabilisation », JIE, 2004, conf. 9, 9 p.

Copyright © 2015 Dunod.

Ammonium

F. Nauleau, L. Daoudal. « Étude de la nitrifivation biologique sur des eaux souterraines issues de nappe alluviale », TSM, 1992, n° 12, p. 603-610.

P. Laurent, A. Andersson, A. Kihn, M. Prevost, P. Servais, G. Dagois. « Optimisation de la nitrification dans les filtres CAB utilisé pour le traitement de l'eau potable », JIE, 1998, conf. 27, 14 p.

K. Gaïd. Cours « Élimination de l'ammoniaque et des nitrates dans les eaux à potabiliser », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Antimoine

K. Gaïd. Cours « Le traitement : arsenic, antimoine, fluor, sélénium », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

Arsenic

P. Grossier, M. Ledrans. « Contamination par l'arsenic des eaux de distribution en France : une première approche de l'exposition de la population », TSM, 1999, n° 2, p. 27-32.

K. Gaïd, J.-F. Pichon, P. Thomas. « L'hydroxyde de fer : un matériau innovant et efficace pour l'élimination de l'arsenic dans le seaux souterraines », EIN, 2004, n° 273, p. 53-60.

J. Moles, F. Dupont, M. Koenig. « Le procédé G.E.H. : un procédé innovant te sûr pour l'élimination de l'arsenic en production d'eau potable », TSM, 2004, n° 12, p. 87-97.

K. Gaïd. « Élimination de l'arsenic dans les eaux à potabiliser », JIE, 2000, conf. 8, 10 p.

Z. Chowdhury, S. Kommineni. « Étude comparative de technologies innovantes pour l'élimination de l'arsenic sur les grosses unités de production », JIE, 2002, conf. 15, 14 p.

P. Charles. « L'arsenic : état des lieux dans la ressource », TSM, 2002, n° 5, p. 34-35.

B. Welte, K. Gaïd. « L'arsenic : traitement », TSM, 2002, n° 5, p. 36-45.

G. Grapin, H. Soyer, M. Cayrou, C. Drakides. « Norme arsenic : un traitement alternatif pour les petites unités de production d'eau potable », TSM, 2002, n° 10, p. 49-56.

P. Charles, C. Caudron, D. Codiasse. « Élimination de l'arsenic : évaluation de différents procédés de traitement à l'échelle laboratoire et industrielle dans les conditions optimisées », JIE, 2004, conf. 28, 9 p.

G. Grapin, M. Cayrou, X. Humbel, A. Cousin, R. Lemaire. « Désarséniation dans un contexte de déferrisation biologique. Bilan de six années d'expérimentations », TSM, 2006, n° 5, p. 53-68.

S. Blondeau, J. Perot, F. Nauleau. « Élimination par adsorption de l'arsenic et du sélénium selon leur spéciation », JIE, 2008, conf. 15, 11 p.

K. Gaïd. Cours « Le traitement : arsenic, antimoine, fluor, sélénium », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

Baryum

P. Marteil, P. Rey, C. Batbedat, F. Luck. « Élimination du baryum par précipitation sous forme de carbonate en lit fluidisé », JIE, 2000, conf. 21, 14 p.

N. Ciba, A. Maheu, F. Maquennehan, V. Beunke. « Traitement du baryum, du fluor, du fer et de la dureté par décarbonatation à la chaux », JIE, 2006, conf. 51, 8 p.

Bore

J.-M. Pain, H. Maillot, D. Bernard, F. Blin, M. Wartel, B. Ouddane. « Le bore marqueur de pollution urbaine, le bore naturel : état des connaissances et illustrations régionales dans le bassin Artois-Picardie », TSM, 1996, n° 10, p. 673-679.

M. Nicolaï, C. Rosin, M. Morlot, P. Hartemann. « Détermination des origines du bore présent dans les eaux, par mesure de rapport isotopique en ICP-MS », JIE, 1996, conf. 23, 5 p.

M. Nicolaï, C. Rosin, N. Morlot, P. Hartemann, M.-O. Nicolas Simonnot, C. Castel, M. Sardin. « État des connaissances sur les moyens d'élimination du bore présent dans l'eau », TSM, 1996, n° 10, p. 686-689.

C. Lally. « Toxicité du bore. L'évaluation du risque chez l'homme », TSM, 1996, n° 10, p. 707-711.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Bromates

B. Legube. « L'ion bromate ; origine dans les eaux de consommation et moyens de lutte », JIE, 1994, conf. 16, 18 p.

F. Benoufella, A. Laplanche, V. Boisdon, M.-M. Bourbigot. « Élimination de trois genres d'algues de type cyanobactéries par un procédé d'ozonation. Approche de la toxicité avant et après traitement », TSM, 1995, n° 10, p. 737-742.

B. Legube, K. Gelinet, J.-P. Croue, F. Dossier-Berne, B. Parinet. « Les bromates : mécanismes et conditions de formation », TSM, 2001, n° 6, p. 61-69.

B. Legube, B. Parinet, R. Brunet, B. Welte, D. Cuaz. « Les bromates : inventaire et préconisations », TSM, 2001, n° 6, p. 70-79.

B. Parinet, B. Legube, S. Maillet. « Modélisation statistique des teneurs en ions bromates en sortie d'usine d'eau potable utilisant l'ozone », JIE, 2002, conf. 25, 15 p.

D. Wolbert, B. Savary, A. Laplanche. « Influence des principales caractéristiques d'une eau naturelle sur la production d'ions bromates lors de l'ozonation : des observations aux prévisions », JIE, 2002, conf. 24, 15 p.

J.-P. Duguet, S. Bouland, A. Montiel. « Mise en conformité des installations de post-ozonation des usines de production d'eau de consommation de la SAGEP vis-à-vis du paramètre bromate », JIE, 2004, conf. 26, 11 p.

B. Legube, B. Parinet, K. Gelinet, F. Dossier-Berne, J.-P. Croue. « Modélisation prédictive de la formation de bromates lors de l'ozonation des eaux potables », *Water Research*, 2004, n° 38, p. 2185-2195.

Carbone organique (COT, COD, CODB)

H. Paillard, G. Gouesbet, E. Lefebvre, B. Legube. « Coagulation par les sels de fer dans le traitement des eaux de surface riches en matières organiques. Avantages et inconvénients », JIE, 1988, conf. C1, 26 p.

E. Lefebvre, B. Legube. « Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface : effets du pH et de la concentration en substances humiques », *Water Research*, 1990, n° 24, p. 591-606.

P. Bouillot, P. Servais, G. Billen, Y. Levi. « Élimination du CODB durant la filtration biologique sur charbon actif en grains », TSM, 1991, n° 9, p. 418.

A. Montiel, B. Welte. « Élimination du CODB par un procédé de traitement biologique dans une filière de traitement d'eau potable », TSM, 1991, n° 9, p. 427.

M. Capellier, A. Deguin. « Application de la mesure du CODB : devenir du CODB au cours du traitement et dans le réseau de distribution », TSM, 1991, n° 9, p. 429.

P. Leroy, E. Lefebvre. « Optimisation des filières de traitement d'eaux de retenues riches en matière organique », JIE, 1992, conf. 8, 18 p.

M. Faivre, S. Dard, N. Tanghe, V. Kopp, K. Agbekodo. « Élimination de la matière organique des eaux à potabiliser par nanofiltration », JIE, 1992, conf. 9, 13 p.

F. Nakache, L. Hahn, F. Nauleau. « CODB : élimination sur filtre CAG à différents stades de saturation et évolution en réseau de distribution », JIE, 1994, conf. 12, 23 p.

F. Carbonnier, F. Nauleau. « Traitement des algues : détection des blooms ; élimination par clarification », TSM, 1995, n° 10, p. 743-746.

F. Carbonnier, F. Nauleau, Y. Gouriten. « Coagulation mixte », TSM, 1997, n° 7-8, p. 3-8.

P. Côte, C. Lelievre, C. Moulin, S. Toussaint. « Comparaison entre la filtration sur CAG et la nanofiltration pour l'affinage dune eau de surface », JIE, 1996, conf. 14, 8 p.

L. Kiene, M.-R. Chevalier, C. Anselme. « Usine de Vigneux/Seine : affinage par cristal – Impact sur le réseau de distribution », JIE, 1998, conf. 30, 8 p.

O.D. Schneider, M.R. Colins, R.R. Sharp, J.K. Schaffer. « Amélioration de la stabilité biologique de l'eau : utilisation de l'ozone couplée à la filtration sur charbon actif », JIE, 1998, conf. 6, 12 p.

M.-C. Huau, J. Perot, M. Riotte, F. Nauleau. « Carboflux® : un nouveau procédé avec charbon actif fluidisé », JIE, 2000, conf. 19, 11 p.

C. Campos, S. Robert, I. Baudin, L. Kiene, J.-M. Laine. « Impact d'un traitement d'ultrafiltration avec charbon actif sur la stabilité organique et biologique de l'eau d'un réseau de distribution », JIE, 2000, conf. 16, 13 p.

J. Perot, J.-L. Almayrac, M. Riotte, F. Nauleau. « Combinaison de la filtration UF au procédé Carboflux® en traitement d'eau superficielle : diagnostic et performances sur une eau de retenue à forte pollution organique », JIE, 2002, conf. 27, 12 p.

Copyright © 2015 Dunod.

S. Bouzida, M. Gervais, M. Vimont. « Automatisation de l'injection de coagulant par absorption UV à 254 nm », EIN, 2002, n° 252, p. 39-42.

R. Treguer, D. Wolbert, A. Couvert, H. Suty, G. Randon. « Optimisation de la coagulation floculation en vue de l'élimination des matières organiques dissoutes », JIE, 2004, conf. 22, 14 p.

R. Treguer, A. Couvert, D. Wolbert, A. Tazi-Pain, A. Crocq. « Étude d'un procédé hydride membranes/CAP pour l'élimination des matières organiques dissoutes », JIE, 2006, conf. 37, 12 p.

P. Sauvignet, C. Mechouk. « Élimination de la matière organique naturelle (MON) utilisant l'Actiflo® Carb sur une eau de nappe alluviale », JIE, 2010, conf. 66, 14 p.

L. Durand-Bourlier. « Le Pulsazur™ : réacteur haute performance pour l'élimination des matières organiques et des micropolluants », EIN, 2012, n° 349, p. 51-56.

Chorites et chlorates

M. Dore, M. Pouillot, M. Dernat. « Utilisation du bioxyde de chlore pour le traitement des eaux potables », JIE, 1990, conf. 16, 12 p.

H. Suty, M. Pouillot, N. Karpel vel Leitner, J. De Laat, M. Dore. « Traitement des eaux potables par le bioxyde de chlore : incidence des traitements de potabilisation sur la concentration en ions chlorite et chlorate », JIE, 1992, conf. 11, 16 p.

N. Karpel vel Leitner, J. De Laat, M. Dore, H. Suty, M. Pouillot. « Évolution des concentrations en chlorite et en chlorate au sein des filières de potabilisation comprenant une pré-oxydation au dioxyde de chlore », TSM, 1994, n° 1, p. 27-34.

E. Lefebvre. « Le bioxyde de chlore, limites d'utilisation », TSM, 1996, n° 7/8, p. 504-510.

N. Drouot, J.-P. Seailles, H. Suty. « Le dioxyde de chlore utilisé en traitement des eaux potables. Aspects toxicologiques et réglementaires relatifs aux ions chlorite et chlorate », JIE, 2000, conf. 13, 8 p.

P. Zydowicz, V. Jacquemet, P. Mivelaz, M.-R. De-Roubin. « Le dioxyde de chlore dans le traitement de l'eau potable : point sur les propriétés biocides pour la maîtrise des risques sanitaires et méthodes de dosage sur site de l'ion chlorite », JIE, 2002, conf. 5, 14 p.

L. Coccagna, O. Conio, M. Colombino, A. Carbone, S. Delle Plane, G. Ziglio. « Les sous-produits de désinfection du bioxyde de chlore : étude expérimentale pour optimiser ses conditions d'utilisation », JIE, 2002, conf. 6, 11 p.

Chlorure de vinyle

R. Brunet, M. Favard, M.-J. Gourmaud. « Canalisations en PVC et résidus de chlorure de vinyle monomère dans l'eau potable », JIE, 2010, conf. 61, 16 p.

I. Guillotin, B. Jedor, C. Galey, T. Cartier, E. Joulin, C. Rosin, X. Cauchy. « Chlorure de vinyle monomère dans l'eau potable : état des connaissances et retour d'expérience d'une étude nationale sur des réseaux considérés comme à risque », JIE, 2012, conf. 15, 12 p.

Chrome

C. Rosin, J.-S. Py, A. Garnier, M. Bachelot, T. Cartier, B. Jedor, D. Hube, J.-F. Munoz, X. Dauchy. « Des campagnes nationales de mesure de substances émergentes dans les eaux destinées à la consommation humaine. Pourquoi ? Comment ? », JIE, 2014, conf. 1, 11 p.

Fer et manganèse

Y. Richard, P. Dauthuille, J. Di Ruggiero, J.-P. Clet. « La démanganisation biologique. Un exemple d'installation industrielle : l'usine de Sorgues », TSM, 1989, n° 4, p. 207-214.

P. Mouchet. « Développement de la déferrisation biologique en France », TSM, 1989, n° 7/8, p. 401-412.

A. Tazi-Pain, C. Moulin, M. Faivre, M. Rumeau, M.-M. Bourbigot. « Déferrisation des eaux souterraines par micro ou ultrafiltration tangentielle », JIE, 1990, conf. 14, 12 p.

J.-F. Robin. Cours « Élimination du fer et du manganèse », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

J.-J. Dewost. « Élimination du fer et du manganèse dans l'eau potable : les avantages du dioxyde de manganèse », EIN, 2013, n° 358, p. 73-75.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Fluorures

A. Lagaude, C. Kirsche, Y. Travi. « Défluoruration des eaux souterraines au Sénégal. Travaux préliminaires sur l'eau de forage de Fatick », TSM, 1988, n° 9, p. 449-452.

N. Ciba, A. Maheu, F. Maquennehan, V. Beunke. « Traitement du baryum, du fluor, du fer et de la dureté par décarbonatation à la chaux », JIE, 2006, conf. 51, 8 p.

K. Okes, B. Adams. « Élimination sélective du fluorure dans le seaiux usées et l'eau potable par chélation sur résine dopée à l'aluminium », EIN, 2011, n° 346, p. 137-141.

K. Gaïd. Cours « Le traitement : arsenic, antimoine, fluor, sélénium », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

F. Letouze, M. Paon, V. Vidal. « L'alumine activée en traitement du fluor : retour d'expérience sur une usine de 180 m³/h », JIE, 2014, conf. 4, 10 p.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

J. Tillner, C. Hollard, C. Bach, C. Rosin, J.-F. Munoz, A. Novelle, X. Dauchy. « Sous-produits de HAP dans les réseaux d'eaux destinées à la consommation humaine comportant des canalisations anciennes revêtues intérieurement de produits hydrocarbonés (brai de houille ou de goudron) », JIE, 2014, conf. 16, 14 p.

Médicaments, BPA et perturbateurs endocriniens

M.-L. Janex, A. Bruchet, Y. Levi, T. Ternes. « Composés pharmaceutiques : présence dans l'environnement et devenir en traitement d'eau potable », JIE, 2002, conf. 9, 9 p.

M.-L. Janex-Haribi, A. Bruchet, T. Ternes. « Effet des traitements d'eau potable et d'épuration des eaux usées sur les résidus pharmaceutiques », TSM, 2004, n° 11, p. 59-67.

M. Deborde, J.-P. Duguet, E. Barron, S. Rabouan, B. Legube. « La chloration et l'ozonation des eaux : quels effets sur les perturbateurs endocriniens ? »,TSM, 2006, n° 12, p. 61-68.

A. Bruchet, C. Hochereau, J.-M. Rodrigues, M.-L. Janex-Habibi. « Composés pharmaceutiques et produits d'hygiène : analyse d'indicateurs pour l'évaluation du risque sanitaire », TSM, 2006, n° 12, p. 43-52.

V. Branchereau, N. Fauchon, S. Thibert. « Perturbateurs endocriniens et résidus médicamenteux dans les rivières d'Île-de-France », TSM, 2006, n° 12, p. 69-79.

C. Boucherie, C. Lecarpentier, N. Fauchon, M. Djafer, V. Heim. « Quels impacts de l'association "Ozone" et "Filtration CAG" sur l'élimination des micropolluants émergents », JIE, 2008, conf. 22, 10 p.

P. Candido, G. Couturier, V. Augustin, R. Charvet, J.-P. Duguet, G. Lavison. « Quid de la présence de résidus médicamenteux dans les eaux de surface parisiennes ? », JIE, 2010, conf. 75, 10 p.

S. Blondeau, S. Piel, J. Perot, F. Nauleau. « Performances des traitements de potabilisation vis-à-vis des produits pharmaceutiques », JIE, 2012, conf. 5, 13 p.

A. Colin, A. Gibaud, X. Cauchy, C. Rosin, J.-F. Munoz. « Étude nationale sur la présence d'alkylphénols et bisphénol A dans les eaux destinées à la consommation humaine », JIE, 2012, conf. 16, 13 p.

N. Cimetiere, I. Soutrel, M. Lemasle, A. Laplanche, A. Crocq. « Analyse des résidus médicamenteux par ajouts dosés et SPE-LC-MS/MS. Devenir dans les filières de potabilisation des eaux », JIE, 2012, conf. 17, 18 p.

I. Fournier. « Recherche de molécules émergentes lors d'une campagne exploratoire en 2011 sur les eaux souterraines du bassin Adour-Garonne », JIE, 2012, conf. 20, 16 p.

Y. Aminot, P. Pardon, H. Budzinski. « Contamination de la Garonne estuairienne par les résidus médicamenteux : apports amont et locaux », JIE, 2012, conf. 26, 8 p.

I. Bellin. « Eau potable : faire face aux polluants dits "émergents" », EIN, 2013, n° 366, p. 75-88.

L. Bazus, N. Cimetiere, A. Crocq, G. Randon, D. Wolbert. « Filière de production d'eau potable : présence, transformation et élimination des résidus médicamenteux », JIE, 2014, conf. 11, 12 p.

A. Guillon, C. Gogot, S. Robert, N. Noyon, M. Esperenza, A. Bruchet. « Médicaments vétérinaires dans les ressources et les usines de traitement d'eau potable : Cas du bassin Seine-Normandie », JIE, 2014, conf. 12, 12 p.

A. Bruchet, M. Esperenza, N. Noyon. « Relargage de bisphénols et sous-produits par les résines époxides utilisées comme revêtements des réservoirs et canalisations d'eau potable », JIE, 2014, conf. 15, 8 p.

Copyright © 2015 Dunod.

M. Mater, F. Geret, L. Castillo, C. Albasi, A. Pfohl-Leszkowicz. « Utilisation d'une batterie de bioessais et biomarqueurs d'écotoxicité pour évaluer l'impact de résidus médicamenteux d'oncologie présents en mélange dans les effluents hospitaliers et urbains et dans l'environnement », JIE, 2014, conf. 25, 18 p.

L. Paulic, A. Marconi, S. Piel. « Les bioessais dans le suivi de la qualité des eaux de surface et de l'efficacité des traitements de potabilisation : cas de la Vilaine », JIE, 2014, conf. 26, 12 p.

Microcystine

L. Thebault, J. Lesne. « Les toxines de cyanobactéries : quels risques pour la santé ? », TSM, 1995, n° 12, p. 937-940.

J.-P. Duguet. « L'efficacité des traitements de potabilisation vis-à-vis de la microcystine L-R, nouveau paramètre réglementé », JIE, 2002, conf. 8, 10 p.

NDMA

A. Bruchet, I. Baudin, Z. Do-Quang. « Sous-produits de traitement de l'eau : nitrosamines et NDMA, cas de la France », JIE, 2008, conf. 21, 6 p.

A. Bruchet, C. Hochereau, M. Esperenza. « Recherche de n-nitrosamines sur une vingtaine de sites représentant différents scénarios de traitement », JIE, 2012, conf. 13, 12 p.

C. Pallez, G. Couturier, C. Rosin, G. Lavison. « Nitrosamines dans les eaux destinées à la consommation humaine : résultats d'une enquête nationale et focus sur deux usines de traitement à Paris », JIE, 2012, conf. 14, 14 p.

Nickel et cuivre

J.-P. Duguet, M. Rizet. « Traitement du nickel dans la préparation des eaux de consommation », TSM, 1996, n° 10, p. 712-715.

P. Charles. « Le nickel : état des lieux dans la ressource », TSM, 2002, n° 5, p. 56-60.

B. Welte. « Le nickel : traitement », TSM, 2002, n° 5, p. 61-66.

Groupe de travail ASTEE. « Évaluation des teneurs en cuivre, plomb et nickel au robinet du consommateur. Cas des eaux dures riches en substances organiques », TSM, 2006, n° 12, p. 97-108.

F. Philipps, S. Dassonneville, Y. Van-Es, K. Valee. « Élimination du nickel sur la ressource en eau de Courrières. Étude et pilote industriel de la communauté d'agglomération de Hénin-Carvin », EIN, 2010, n° 330, p. 81-86.

O. Wable, S. Royer, R. Fromentin, D. Liodenot, V. Gruncik. « Traitement du nickel à l'échelle industrielle pour la production d'eau potable par décarbonatation catalytique à la chaux et effets sur les matières organiques naturelles », JIE, 2010, conf. 67, 9 p.

Nitrates

Y. Richard, J. Burriat. « Azurion : élimination des nitrates par résines échangeuses d'ions », TSM, 1988, n° 4, p. 227-230.

A. Deguin. « Incidence des résines échangeuses d'anions sur la qualité de l'eau traitée selon le procédé Nitracycle », TSM, 1988, n° 4, p. 231-234.

P. Ravarini, J. Couttelle, F. Damez. « L'usine de Dennemont. Une unité de dénitrification à grande échelle », TSM, 1988, n° 4, p. 235-242.

J. Chang, M. Erb, J. Manem. « Dénitrification biologique des eaux potables par un bioréacteur à membrane », JIE, 1992, conf. 16, 7 p.

C. Guerif, F. Lutin, P. Rychen. « Élimination des nitrates de l'eau potable par électrodialyse », JIE, 1992, conf. 17, 14 p.

A. Montiel, B. Welte. « Nouveau procédé de dénitrification des eaux par le fer métallique », JIE, 1994, conf. 13, 10 p.

A. Laplanche, T. Patris, M.-M. Bourbigot, M. Claudot, E. Jacq. « La dénitrification biologique des eaux de surface », JIE, 1994, conf. 14, 25 p.

A. Lacroix, F. Balduchi. « Le traitement des nitrates de l'eau potable. Bilan économique et perspectives », TSM, 1995, n° 12, p. 923-930.

F. Lutin. « Dénitratation d'eau potable par électrodialyse – Expérimentations sur la commune de Vouillé (86) », JIE, 2000, conf. 17, 7 p.

K. Gaïd. Cours « Élimination de l'ammoniaque et des nitrates dans les eaux à potabiliser », stage de formation « Eau potable 1 », APTEN-Poitiers, octobre 2012 (disponible à l'APTEN).

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Nitrites

A Montiel, B. Welte, P. Mancolin, A.-M. Dupre. « Étude du relargage des nitrites des filtres à charbon actif en grains », TSM, 1997, n° 7/8, p. 3-8.

Odeur et saveur

E. Lefebvre, L. Hahn, J. Vessella, N. Karpel vel Leitner, J.-P. Gautier, M. Pouillot. « Conditions d'apparition des goûts et odeurs en cours d'oxydation d'eaux chargées en ions iodures », JIE, 1996, conf. 7, 13 p.

A. Bruchet, C. Hochereau, C. Gogot, D. Codiasse. « *Taste and odor episodes in drinking waters : solved and unsolved case studies and needs for future research* », JIE, 2002, conf. 17, 10 p.

Y. Levi. Cours « Identifier, quantifier et traiter les flaveurs de l'eau de consommation », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

Perchlorates

K. Gaïd, G. Mazeas, J. Leger, S. Jacob, S. Dassonneville, J. Denis, V. Gromand, S. Gaborit. « Les ions perchlorate : quel traitement pour ces nouveaux contaminants des eaux ? », EIN, 2012, n° 352, p. 76-82.

C. Helmer, A. Zuluaga, Z. Reddad, N. Castel, C. Anselme. « L'élimination des perchlorates dans les eaux destinées à la consommation humaine : premiers retours d'expérience », EIN, 2012, n° 356, p. 113-117.

C. Rosin, J.-S. Py, A. Garnier, M. Bachelot, T. Cartier, B. Jedor, D. Hube, J.-F. Munoz, X. Dauchy. « Des campagnes nationales de mesure de substances émergentes dans les eaux destinées à la consommation humaine. Pourquoi ? Comment ? », JIE, 2014, conf. 1, 11 p.

Pesticides

J. Perot, A. Deguin, F. Nauleau. « Élimination des pesticides dans les eaux souterraines par adsorption sur charbon actif et résines XAD », JIE, 1992, conf. 14, 15 p.

B. Welte, A. Montiel, S. Dupas, M.-C. Henion. « Évolution de la concentration en pesticides dans deux filières de traitement d'eaux de surface », JIE, 1996, conf. 5, 7 p.

R. Brunet, S. Gillis, M.-J. Gourmaud, N. Vandier. « Élimination de pesticides par filtration d'eaux souterraines sur charbons actifs en grains. Résultats d'études pilotes », JIE, 1998, conf. 79, 16 p.

A. Montiel, B. Welte. « L'affinage de l'eau par filtration sur charbon actif en grains. Les contraintes imposées par cette étape de traitement », TSM, 1999, n° 9, p. 49-55.

R. Boussahel, A. Montiel, S. Bouland. « Élimination des pesticides par nanofiltration », JIE, 2000, conf. 15, 13 p.

R. Seux. « Prévention de la contamination des eaux d'alimentation par les pesticides et procédés de traitement disponibles – Position du CSHP de France », JIE, 2000, conf. 5, 5 p.

R. Boussahel, M. Baudu, A. Montiel. « Essais d'élimination de quelques herbicides présents dans l'eau par nanofiltration », TSM, 2001, n° 4, p. 49-54.

F. Lefort, G. Randon, J.-M. Mongin, D. Le Maux. « La nanofiltration : un procédé bien adapté à la problématique des eaux bretonnes. Le traitement combiné des pesticides, des nitrates et de la matière organique », TSM, 2002, n° 3, p. 60-68.

E. Wittmann. « Élimination des micropolluants organiques par nanofiltration et osmose inverse », JIE, 2002, conf. 29, 4 p.

P. Charles, A. Bruchet, C. Campos, I. Baudin, J. Moles, V. Bonneyle. « Traitabilité des pesticides émergents par adsorption sur charbon actif », JIE, 2002, conf. 28, 13 p.

P. Roche, C. de Traversay. « Gestion de l'étape de filtration sur charbon actif en grains pour l'élimination de l'atrazine et ses sous-produits », TSM, 2002, n° 3, p. 69-79.

C. Campos, I. Baudin. « L'élimination des pesticides par le procédé Cristal », TSM, 2002, n° 3, p. 49-53.

N. Deloince, N. Fauchon. « Pesticides et sous-produits : quelles perspectives pour la production d'eau potable ? », TSM, 2004, n° 5, p. 29-37.

P. Roche, A.-S. Lescourret, H. Suty. « Traitabilité de composés phytosanitaires sur une filière de traitement », JIE, 2004, conf. 32, 15 p.

G. Balloy, H. Davezac, S. Herault, R. Israel, A. Robin, C. Saout, R. Tracol. « Les pesticides dans les ressources en eau utilisée pour la production d'eau potable et dans l'eau au robinet », TSM, 2006, n° 2, p. 27-36.

Copyright © 2015 Dunod.

Plomb

P. Leroy. « Le plomb dans l'eau : origines et influence des caractéristiques des eaux transportées », TSM, 1994, n° 3, p. 122-127.

J.-P. Duguet, J. Cordonnier, E. Brodard. « Le plomb dans les eaux distribuées : bilan qualitatif – détermination des zones à risque », TSM, 1994, n° 3, p. 128-130.

J. Cordonnier, J.-P. Barbier. « Limitation du plomb dans les eaux distribuées : évaluation sur sites de différentes solutions techniques », TSM, 1994, n° 3, p. 131-136.

G. Randon. « Limitation de la solubilisation du plomb par les eaux distribuées. Point des recherches en cours sur le réseau expérimental d'Ivry-sur-Seine », TSM, 1994, n° 3, p. 137-144.

R. Seux, M. Clement, B. Grall, A. Delangle. « Étude expérimentale des facteurs qui conditionnent le comportement de l'eau au contact des canalisations qui contiennent du plomb », TSM, 1994, n° 3, p. 145-151.

P. Magnier, V. Pinson, A. Cadou. « L'eau et le plomb à Amiens », TSM, 1994, n° 3, p. 152-155.

J. Delauge, J.-L. Cadet, D. Dutheil, D. Grand. « Expérience de traitement d'inhibition du plomb sur un réseau intérieur », TSM, 1994, n° 3, p. 156-157.

J. Baron. « La mesure du plomb au robinet de l'usager. Étude des méthodes d'échantillonnage », TSM, 1997, n° 5, p. 47-54.

M. Hitchmough. « Le plomb dans l'eau du robinet. Stratégie de résolution du problème », TSM, 1997, n° 5, p. 55-62.

A. Boireau, M. Beneze-Toulze, G. Randon, J. Cavard. « Limitation de la solubilisation du plomb par ajout de produit filmogène. Transposition d'une étude sur pilote à un réseau réel », TSM, 1997, n° 5, p. 63-74.

J. Baron. « Stratégie d'échantillonnage et méthodes de prélèvement pour le contrôle du plomb dans l'eau », JIE, 2000, conf. 9, 10 p.

J.-P. Philippe, J. Cordonnier, D. Villessot. « Paramètres pour un plan d'action "Plomb" – L'exemple de la Lyonnaise des Eaux », JIE, 2000, conf. 10, 11 p.

J. Baron, P. Leroy. « Impact de la qualité de l'eau et de la longueur du réseau sur la concentration en plomb au robinet de l'utilisateur », TSM, 2001, n° 1, p. 27-34.

A. Montiel, P. Bousset, J.-P. Duguet, B. Welte. « Tests rapides pour connaître le risque de migration du plomb des canalisations dans l'eau », TSM, 2001, n° 1, p. 35-40.

J. Cordonnier, A. Boireau. « Possibilités de réduction des teneurs en plomb offertes par un traitement complémentaire de l'eau », TSM, 2001, n° 1, p. 41-48.

A. Boireau, J.-F. Philippe. « Panorama des techniques disponibles pour le remplacement ou la réhabilitation des conduites en plomb », TSM, 2001, n° 1, p. 49-54.

C.-R. Hayes. « Respecter les nouvelles normes européennes sur les teneurs en plomb dans l'eau potable au moindre coût par traitement aux orthophosphates », TSM, 2005, n° 1, p. 27-38.

Groupe de travail ASTEE. « Évaluation des teneurs en cuivre, plomb et nickel au robinet du consommateur. Cas des eaux dures riches en substances organiques », TSM, 2006, n° 12, p. 97-108.

D. Tozza, M. Cotte, M. Djafer, S. Thibert, V. Heim. « Efficacité et innocuité du traitement inhibiteur du plomb : cas du SEDIF », EIN, 2007, n° 303, p. 53-56.

Sélénium

E. Barron. *Mesure de l'exposition au sélénium : évaluation chimique et épidémiologique auprès des sujets alimentés par une eau potable à teneur élevée dans la Vienne*, thèse de l'Université de Poitiers, 18 décembre 2007.

S. Blondeau, J. Perot, F. Nauleau. « Élimination par adsorption de l'arsenic et du sélénium selon leur spéciation », JIE, 2008, conf. 15, 11 p.

A. Cousin, M.-A. Renson, A. Rousselin. « Une nouvelle voie d'élimination du sélénium dans les eaux potables. Essais réalisés pour le Siaep de la vallée de l'Aubetin », TSM, 2011, n° 5, p. 55-66.

K. Gaïd. Cours « Le traitement : arsenic, antimoine, fluor, sélénium », stage de formation « Eau potable 2 », APTEN-Poitiers, novembre 2012 (disponible à l'APTEN).

Tétrachloroéthylène et trichloroéthylène

J. Perot, F. Nauleau, S. Fleury. « Élimination des micropolluants organiques par une nouvelle technologie à base de charbon actif – Application à l'élimination des solvants chlorés », JIE, 2006, conf. 50, 9 p.

J. Perot, S. Fleury, F. Nauleau. « Le procédé Carboplus®, un nouveau concept de traitement au charbon actif fluidisé. Application à l'élimination des solvants chlorés », TSM, 2006, n° 2, p. 49-54.

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Trihalométhanes

P. Racaud, S. Rauzy. « Étude cinétique de formation des principaux sous-produits de la chloration », TSM, 1994, n° 5, p. 243-250.

M. Fielding. « La désinfection, ses sous-produits et leur contrôle », TSM, 1996, n° 7/8, p. 524-529.

K. Tordjeman, A. Judet, R. Campbell. « Modélisation du résiduel de chlore en réseau : Influence sur la bactériologie et les trihalométhanes », JIE, 1996, conf. 17, 13 p.

AGHTM (Groupe de travail). « Évolution des THM dans les réseaux de distribution (état des lieux et évolution) », TSM, 2001, n° 6, p. 39-60.

J.-B. Serodes, M. Rodriguez, J. Pitre, T. Sadik, C. Bouchard. « Les sous-produits du chlore : variation spatio-temporelle à court et moyen terme dans les réseaux de distribution d'eau potable », JIE, 2002, conf. 23, 9 p.

E. Chauveheid. « Le contrôle des sous-produits halogénés dans l'eau potable », JIE, 2002, conf. 22, 14 p.

D. Mouly, E. Joulin, C. Rosin, P. Beaudeau, A. Olszewski-Ortar, A. Zeghnoun, J.-F. Munoz. « L'exposition des Français aux sous-produits de chloration. Connaissances actuelles et perspectives pour la surveillance », TSM, 2010, n° 12, p. 51-62.

Turbidité

J.-M. Bouillon, C. Durand, J.-M. Laya. « Maîtrise des risques microbiologiques et de la turbidité : l'exemple du Syndicat de travaux et de production d'eau potable de la région de Damville », TSM, 2004, n° 12, p. 41-49.

P. Echavidre. « L'élimination de la turbidité, notamment dans les petites unités de distribution », TSM, 2004, n° 12, p. 50-59.

A. Montiel. « La turbidité : paramètre esthétique ou paramètre microbiologique », TSM, 2004, n° 5, p. 38-42.

Copyright © 2015 Dunod.

Index

A

Abattement
de COD 84
de COT 84, 103
de *Cryptosporidium* 309
des micro-organismes 103
Absence de rechloration 193
Absorbance 164, 217
UV 85, 164, 175, 196, 289, 335
Acanthamoeba 307
Acétochlore 382
Acide
alginique 75
chloroacétique 161
dibromoacétique (DBA) 311
dichloroacétique (DCA) 166, 167, 311
haloacétique (AHA) 177, 189, 311, 393, 394
hypobromeux 161
hypochloreux 159
trichloroacétique (TCA) 311
Acrylamide 11, 67, 85, 313
dosage 313
Acticalmag® 246
Actiflo®Carb 279
Actiflo™ 95, 96
Actiflo™ Softening 258
Actina™ 257
Actinométrie 221
Actinomycètes 174
Activation
chimique 269
physique 269
Activité
alpha globale 12
bêta globale 12
Adénovirus 307
Adoucissement par échange d'ions 259
Adsorbant 264
Adsorbat 264
Adsorption 231, 263, 346, 355, 391
intensité 265
sur alumine activée 322, 389
sur CAP 336, 348, 361, 393
sur charbon actif 363, 382, 383
sur des oxo-hydroxydes 320
sur granulés d'hydroxyde de fer 322, 389
Aération 351, 392
Aéroflottation 60, 105
Aéroflux rapide 108, 109
Agitation lente 73
Agressivité 238
Aire massique 269
Akdolit® 249
Akdolit® CMG 246
Alachlore 382
Alcalinité 170
Algues 85, 174, 181, 182, 201, 205, 292, 306
bleues 364
Alimentation mixte 134
Alkylphénols 329
Alumine activée 355, 367
Aluminium 12, 51, 67, 314
Amibes 125
Amidon 75
Ammonium 12, 69, 176, 316
AMPA 381, 382
Analgésiques 362
Analyse granulométrique 122
Analyseur
de chlore libre en ligne 186
en ligne 207
Angle d'inclinaison 92
Anthracite 119
Anthraquinone 196, 356
Antibiotiques 362
Anticancéreux 362
Anti-inflammatoires 362
Antimoine 11, 319
AOX (ou TOX) 161, 177, 393, 394
Aqua Juraperle® 246
Aquadaf® 108
Aquamandix 358
Aquazur™ 118
Argile expansée 318
Arsenic 11, 295, 320, 354
Atrazine 289, 382
Augmentation du CODB 288
Azote
ammoniacal 161-163, 167, 170, 188, 276, 316, 353, 359
Kjeldhal 317
Azurion® 373

B

Bâche de contact en usine 186
Bacilles 179
Bacillus subtilis 219, 221
Bactéries
aérobies sporulantes (BAS) 125
coliformes 12, 174, 180
nitrifiantes autotrophes 318
spécifiques 306
sulfato-réductrices 306
sulfito-réductrices 12, 174, 180, 305
Ballasts 215
Ballon de pressurisation 106, 110
Baryum 11, 255, 324
Bassin idéal de Hazen 56
Bayoxyde 323
Bentazone 382
Benzène 11, 326
Benzo(a)pyrène 11, 327, 355
Benzo(b)fluoranthène 327, 356
Benzo(ghi)périlène 327, 356
Benzo(k)fluoranthène 327, 356
Besoins en eau potable 5
Bétabloquants 362
Bicarbonate de soude 244
Billes
de calcite 255
de carbonate de calcium 258
Biocarbone® 318, 319
Biodagène® 318
Biodégradabilité 164
Biodégradation du CODB 275
Biodenit® 374
Biofiltration 379
Biolite™ 318
Bionitracycle® 374
Bioréacteurs à membrane 374
Biostyr™ 318, 319
Bisphénol A 195, 289, 328
apport par le réseau de distribution 330
Borates 331
Bore 11, 331
Brai de houille 196
Break-point 167
Bromates 11, 163, 165, 169, 176, 185, 211, 220, 287, 291, 331
évaluation du risque de formation 171
évolution dans la filière et en réseau 171
maîtrise du risque de formation 212
Bromures 161, 167, 176
Brucite (solubilité) 251
BTEX 326
Bunsen-Roscoe (modèle de) 155

C

Cadmium 11, 255, 333
Cahier des charges 221
Calage 192
Calcite (solubilité) 251
Calcycle® 257
Camp et Stein (relation de) 53
Campylobacter jejuni 306
CAP
avantages 278
en clarification 279
inconvénients 278
Capacité d'adsorption 264, 265
Capture des micro-organismes 179
Caractère entartrant 238
Carbamates 380
Carbendazime 382
Carboflux® 280, 281
Carbonate
de calcium 244, 245
de soude 244, 248
Carbone organique
dissous biodégradable *Voir CODB*
dissous *Voir COD*
particulaire *Voir COP*
total *Voir COT*
Carbonisation 268
Carboplus® 280, 283
Carman-Kozeny (modèle de) 64
Cascade 247
Chambre à diffuseurs poreux 208
Charbon actif 196
caractéristiques texturales 269
en grains (CAG) 119
en poudre (CAP) 278
matériau 268
morphologie 270
Charge
de membrane 63
de surface 138
hydraulique 120
primaire 50
Chaux 245
éteinte 243, 245
vive 243, 245
Chicanes 186, 209
Chick-Watson (modèle de) 153

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

Chilton et Colburn (modèle de) 64
Chlorates 162, 163, 165, 169, 177, 185, 186, 203, 220, 337
  en production 202
Chloration 183, 347, 362, 376, 383, 391
  break-point 317
  en réseau (modélisation) 168
  en usine (modélisation) 168
Chlordécone 382
Chlore
  combiné 338
  et hypochlorites 158
  gazeux 183
  libre 12, 160, 338
  libre actif 160
  libre disponible 160
  libre résiduel 197
  libre résiduel en réseau 191
  total 338
Chlorite de sodium 199
Chlorites 12, 162, 165, 169, 176, 201, 220, 339
  en production 202
Chloroéthylènes 11
Chlorofluoranthène 196, 356
Chloroforme 161, 162, 393
Chloromètre 184
Chlorophycées 181
Chlorophylle a, b et c 177
Chlorporyphos 382
Chlortoluron 382
Chlorure 12, 340
  de cyanogène 166
  de vinyle 11, 195, 341
  ferrique 74, 83, 254
Choix
  de la dose de coagulant 79
  des procédés 15
  du CAG 272
  du CAP 272
  du coagulant 79
  du pH de coagulation 79
Chrome 11, 342
  hexavalent 342
Clarification 361, 387
  gravitaire 53
  gravitaire sous flux horizontal 56
  gravitaire sous flux vertical 55
  membranaire 131
ClO_2 (génération du) 199
Cloisonnage 186, 190
Cloisonnement 212
CO_2
  agressif 234, 240
  équilibrant 234, 349
  libre 234, 239, 240
Coagulant 314
Coagulants minéraux 73
Coagulation 50, 73, 254, 346, 381, 386
  au chlorure ferrique 334, 336, 343
  au fer ferrique 321, 389
  au sulfate d'aluminium 355
  au sulfate ferrique 363
  mécanismes 52
  sur membrane 137
Coagulation/floculation 383, 391
  au chlorure ferrique 320
COD 189, 196, 289, 295, 334, 378
  mauvaise élimination 87
  résiduel 271
CODB 164, 288, 295, 334
  éliminé 276
Code de la santé publique 10
Coefficient
  de létalité 154
  d'uniformité 61, 120
Coin (concept de) 156
Coliformes
  fécaux 304
  thermotolérants 304
  totaux 180
Collage sur filtre 124
Collimateur 155
Colloïdes 49
Colmatage 65
  compensation 117
  indice 69, 71, 294
Colonne
  à bulles 208
  de flottation 111
Compartiment
  de contact 208
  de transfert 208
Compensation de colmatage 117
Compétition 266
  du COD 267
Composés
  organo-chlorés (TOX ou AOX) 177, 393, 394
  polyaromatiques 163
Concentrat 64
  devenir 141
Concentration maximale admissible (CMA) 4
Conditions
  de chloration 196
  du lavage 120
  d'une bonne chloration en production 186
  optimales de coagulation 82
Conductivité électrique 12, 236, 343
Consommateur
  exigences 16
  information 14
Consommation
  d'eau 5
  en eau de lavage 126
  énergétique de pressurisation 106
Contamination des filtres 182
Contrôle
  des matériaux du lit filtrant 122
  des résultats 13
  interne 13
  réglementaire 13
  sanitaire 13
COP 334
Coques 179
Corrosion 242, 390
COT 12, 68, 334, 345
  mauvaise élimination 87
Couleur des eaux 12, 344
Courbe
  de break-point 189
  de fuite 276
Coûts d'exploitation 140
Crédit d'inactivation 156
Crevaison du filtre 123
Cristal® 284
Cryptosporidiose 308
Cryptosporidium 125, 181, 182, 211
  parvum 175, 220, 307
C.t 190, 212
  de chloration 166
  d'ozonation 170
  évaluation de *t* 210
  mesure de *C* 209
  notion 153
C.t à appliquer
  en chloration 187
  en désinfection au ClO_2 202
  en ozonation 209
$C.t_{10}$ pour désinfectants chimiques 156
Cuivre 11, 12, 345
Cyanobactéries 364
Cyanophycées 181, 364
Cyanotoxines 364
Cyanures 12
Cyanures totaux 346
Cyclofloc® 94

D
2,4-D 382
Darcy
  expression de 65
  modèle de 62
Débit de recirculation 64
Débourbage 17, 89, 90
Décantation 391
  à contact de boues 59
  à grande vitesse 255
  gravitaire 89
  lamellaire 57, 281
Décanteur
  à contact de boues 92
  à flocs lestés 94
  à grande vitesse 95
  à lit de boues fluidisé 93
  à recirculation de boues 94
  couloir 89
  lamellaire strict 90
  rectangulaire conventionnel 89
  rectangulaire équipé de lamelles 90
  statique 89
  type de 102
Décarbonatation 251, 384
  à la chaux 252, 320, 323, 325, 334, 343, 346, 355, 363, 367
  à la soude 254
  catalysée 255
  catalytique 258
  mise en œuvre 255
  par échange d'ions 259
  par électrolyse 259
Décharge électrique de type « couronne » 206
Déferrisation 384
  biologique 318, 324, 351, 353
Dégazage 230, 239
Degré
  chlorométrique 184
  français (°f) 237
Déisopropylatrazine 289
Delreb® 98
Demande
  en chlore 37, 188, 295
  en dioxyde de chlore 202
  en ozone 37, 211
Démanganisation 384
  biologique 359
  procédés 358
Dénitratation 379
  par échange d'ions 369
  procédés 370
Dénitrification 383, 391
  hétérotrophe par voie anoxie 373
Densadeg® 96
Densité du grain 61
Dépôts de tartre 221
Déséthylatrazine 289
Désinfectant chimique résiduel 176
Désinfection
  chimique 152
  du réseau 194
  en production 201
  en réseau 153
  physique 153
  UV 287, 376
Désorption 264
Développement biologique 277
Diagramme
  « barres » 252, 254, 260, 261
  de Hallopeau et Dubin (H&D) 239, 247, 248, 250
  de solubilité 52
Diamètre hydraulique équivalent 92
Diatomées 181
Dichloramine 161
Dichlore 159
1,2-dichloroéthane 12, 347
Diméthénamide 382
Dioxyde
  de carbone 243, 244
  de carbone libre 236

Copyright © 2015 Dunod.

de chlore 158, 162, 199, 339
de manganèse 367
Directives 9
Distribution 183, 185, 186
du ClO_2 199
Diurétiques 362
Diuron 382
Dolomie 246
semi-calcinée 244
Dose 272
de chaux 252, 253
de radiation UV 155
de soude 254
d'exposition minimum 155
totale indicative 12, 387
Doseur de gaz 184
Double couche électrique 50
Droite « BrO_3^- *vs C.t* » 212
Durée
de fonctionnement d'un filtre CAG 272
de vie 216
Dureté 237
Dysfonctionnements
de la filtration CAG 277
en coagulation/floculation 86
en filtration en profondeur 127

E

E. coli 11, 125, 173, 180, 211, 220, 304
présumé 304
Eau
adoucie 185
agressive (ou corrosive) 234, 349
blanche 110
de chaux 245
de Javel 184, 212
destinée à la consommation humaine (définition) 10
douce 242
dure 242
incrustante (ou entartrante) 234, 349
sale de lavage 141
sans chlore 4
Eau souterraine
bicarbonatée calcique 23
contenant de l'arsenic 23
contenant de l'azote ammoniacal 24
contenant des nitrates 24
contenant des pesticides 24
contenant du fer et/ou du manganèse 23
contenant du fluor 23
contenant du sélénium 24
turbide 22
Échange d'ions 231, 259, 323, 331, 355, 379, 387, 390
avec chlorures 370
Échangeur de cations
faiblement acide (résine cationique faible) 261
fortement acide (résine cationique forte) 260
Ecodenit® 373
Économies d'eau 43
Écoulement
frontal 64
tangentiel 64
Effet
bactériostatique 152
biocide 152
stérique 63
tamis 64
Électro-chloration 185
Électrodialyse 231, 261, 371
Électrolyse 251
Éléments
caractéristiques 236
fondamentaux 236
radioactifs 295
Élimination
des précurseurs 196
des résidus pharmaceutiques 361
du COD 286
du CODB 282, 285, 286
physique du CO_2 247
Embolie gazeuse 122
Entemoeba histolyca 307
Entérocoques 11, 173, 180, 211, 305
Entérovirus 125, 174, 180, 182
Épaisseur de lame d'eau 216
Épichlorhydrine 12, 195, 348
Équilibre
calco-carbonique 12, 233, 242, 295, 348
d'adsorption 264
Escherichia coli Voir E. coli
Espèces dissoutes
minérales 230
organiques 230
Essai
de traitabilité d'une eau de surface 36
en colonne de décantation 99
sur unité pilote 139
Étude
approfondie de l'hydraulique du filtre 123
pilote sur filtres CAG 382
Évaluation du risque 41
de formation de THM et TOX 167
Everzit Carbonat® 246
Everzit Dol® 246
Exigences
de qualité 10
du consommateur 16

F

Facteurs influençant l'équilibre d'adsorption 266
FAD
« à grande vitesse » 111
conventionnelle 111
Fer 12, 67, 201, 205, 221, 250, 318, 350, 359
dissous seul 351
ferreux associé à un autre élément 353
ferrique 51
ferrique particulaire 350
Filière de traitement 15, 21
pour eaux de surface 25
pour eaux douces de cours d'eau et de retenue 30
pour eaux « dures » de cours d'eau 27
pour eaux souterraines profondes 21
Filtraflo TGV CAG 274
Filtraflo TGV® Sand 118
Filtraflux® 119
Filtration 391
bicouche 126
de contact 22
directe avec coagulation 126
en profondeur (ou dans la masse) 61, 113, 121
en profondeur (paramètres de dimensionnement) 120
lente 126
monocouche 119
ou adsorption sur CAG 342
rapide de contact 124
sur CAG 273, 288, 326, 336, 375, 392
sur MnO_2 358
sur support (ou en surface) 61
Filtre
à CAG 273, 317
à sable 317
carbonate de calcium 245
contamination 182
crevaison 123
en profondeur 120
étude approfondie de l'hydraulique 123
gravitaire 120
gravitaire à compensation de colmatage 123
gravitaire à encrassement 123
lent gravitaire 114, 120
rapide gravitaire 114, 117
rapide gravitaire bicouche 121
rapide gravitaire monocouche 120, 273
rapide sous pression monocouche 121
sous pression 114, 120
Flash mixing 73
Flocs trop petits et/ou trop légers 86
Floculants 75, 85
Floculateur
à hélices 79
à piston 96
Floculation 50, 73
Flore totale 180
Flottatest 110
Flottateur
« à grande vitesse » 107
conventionnel 106
Flottation 391
à air dissous (FAD) 60, 105
par l'ozone 109
Fluor 255
Fluorapid® 94
Fluorénone 196, 356
Fluorures 11, 354
Flux de perméation 65, 135
Formation de nitrites 277
Fouling Index (FI) 69
Fractionnement des matières organiques 190
Fréquence de lavage 126
Fuite
d'aluminium 87
de coagulant 87
de coagulant dissous 127
de fer 87
de pesticides 277

G

Gaine 215
de coupure 220
de quartz 216
Gaz vecteur 206
Géométrie de la membrane 63
Géosmine 376
Germes
aérobies 12
aérobies revivifiables 174, 180
tests 3
tests (limites et références de qualité) 303
totaux 303
Gestion
de crise 14
des eaux de lavage 128
Giardia 181, 182, 211, 220
lambia 175, 307
Glyphosate 381, 382
Goudron 196
Goût de chlore 16
Goûts et odeurs 201, 205, 271, 275
précurseur de 377
Gradient de vitesse 53
de coagulation 78
de floculation 78
Granulés d'hydroxyde de fer (GHF) 323, 355
Gyrazur™ 256

H

Hallopeau et Dubin
diagramme de 239, 247, 248, 250
méthode de 236, 238
Haloacétones 394
Haloacétonitriles 166, 393, 394

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

HAP 11, 195, 327, 355
Harmanella 307
Hauteur
d'eau au-dessus du lit filtrant 120
de couche 273
de lit filtrant 120
Henry (loi de) 60, 233
Hépatotoxines 364
Hépatovirus 307
Herbicides 380
HOCl 190
Hormones 164, 289, 328, 329, 362
Hydrate
de carbone 163
de chloral 166, 394
Hydraulique
du lit filtrant 64
en filtration membranaire 64
Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Voir HAP
Hydrophobicité 138
de membrane 63
Hydroxyatrazine 289
Hypochlorite
de calcium 185
de sodium 184
Hypolipémiants 362

I
Impact des changements climatiques 42
Impuretés 183, 185, 186, 199, 245
Inconvénients de la filtration CAG 277
Indéno(1,2,3-cd)pyrène 327, 356
Indice
de Langelier 241
de Larson 241
de Ryznar 242
Indice de colmatage 69, 294
modifié 71
Insecticides
organochlorés 380
organophosphorés 380
Insufflation d'air 247
Interconnexion 369, 389
Inter-ozonation 288
Intervention en réservoir 194
Ion
bicarbonate 163
hypochlorite 159
Irradiance 155, 217
Isoproturon 382
Isotherme
d'adsorption 264
de Elovich 265
de Freundlich 264, 265
de Langmuir 265
de Temkin 265
I.t (notion) 155
Ives (modèle de) 64

J
Jar-test 36, 69, 79, 196

L
Lait de chaux 76, 245, 248
Lambert-Beer (loi de) 164
Lampes
basse pression 215
moyenne pression 215
Langelier
indice de 241
pH de 234
Larson (indice de) 241
Lavage
air/eau 116
caractéristiques 273
phase de 116
Lave volcanique 351
Legionella pneumophila 306
Legrand et Poirier (méthode de) 236, 241
Leptospira interrogans 306
Libération de micropolluants organiques 195
Limites de qualité 11
Lindane 382
Linuron 382
Lit de CAP 285
Lit filtrant 61
bicouche 115
hauteur de 120
monocouche 115
Lit fluidisé 283
Lithothamne 245, 247
Longueur
d'arc 216
de module 92

M
Macropores 269
Maërl 245, 247
Magno Dol® 246
Maîtriser les risques 221
Mangagran 358
Mangalit 358
Manganèse 12, 68, 201, 205, 250, 318, 353, 356
dissous associé à un autre élément 359
dissous seul 357
élimination 251
particulaire 357
Marbres 246
Masse volumique
apparente (ou « en vrac ») de lit filtrant 61
du grain 61
Matériaux
constitutifs des membranes 62
du réseau 195
granulaires 61, 119
Matières en suspension (MES) 49, 101
Matières organiques 170
dissoutes (COD) 83, 103, 125, 189, 275
naturelles (MON) 71, 221, 263, 295, 334
oxydables 164, 175
précurseurs 166, 190
MCPA 382
Médicaments 360
Mélange rapide 73
Mélangeur
à agitation mécanique 53
rapide 77
statique 53, 77, 209
Membranes
de microfiltration (MF) 62, 134
d'ultrafiltration (UF) 62, 132
Mercure 362
émission 216
total 11
Mésopores 269
Mesures intégrant l'ensemble du filtre 123
Métaux
indésirables 103
lourds 295
lourds toxiques 103
Méthémoglobinémie 367
Méthode
à l'acide chlorhydrique 200
au chlore 200
de Hallopeau et Dubin 236, 238
de Legrand et Poirier 236, 241
d'évaluation des risques 42
du t_{10} 210
HACCP 41
« RPA » 210
Méthylisobornéol (MIB) 376
Métolachlore 382
Microbulles 60, 110
Microcystine 11, 174, 363
L-R 364
Microfiltration 131
Micro-organismes 103, 125, 140, 151, 303
Micropolluants 229
organiques 104, 195, 263, 271, 289, 295
Micropores 269
Microsable 94, 95
Minéralisation 343
Mise à l'équilibre 233, 239
Mode d'alimentation
frontal 134
tangentiel avec recirculation 134
Modèle 168
cinétique 267
de Bunsen-Roscoe 155
de Carman-Kozeny 64
de Chick-Watson 153
de Chilton et Colburn 64
de Darcy 62
de Ives 64
de Schock 386
hydraulique cinétique 157
IAST 267
multi-solutés 267
Modélisation 197, 213
cinétique 191
hydraulique 191
Modified Fouling Index (MFI) 71
Modules 90, 91
en fibres creuses 132, 134
Molluscicides 380
MON dissoutes 71
Monochloramine 161, 167
Moules 201
Multiflo™ 90
Mycobactéries atypiques 306

N
Naegelria 307
Nanofiltration 231, 261, 293, 320, 324, 325, 331, 365, 367, 371, 379, 382, 384, 387, 389, 390
en tête de filière 295
post-traitements 295
prétraitement 294
NDMA 316
Nettoyage chimique 136
Neutralg® 246
Neutralisation 230
chimique du CO_2 248
de l'ozone 212
du CO_2 agressif 247
par filtration sur calcaire 248
Neutralite® 246
Neutreau Timalite® 246
Nickel 11, 255, 366
Nitracycle® 373
Nitrates 11, 220, 367
Nitrazur® DN 374
Nitrazur N® 318
Nitrification 114, 126, 251, 317, 353, 359, 383, 391
biologique 282, 318
de l'azote ammoniacal 375
sur les filtres CAG 276, 376
Nitrites 11, 205, 220, 289, 316, 368, 375
Nitrosamines 166, 167, 177, 220, 365, 368
Niveaux d'alerte 217
N-nitrosodiméthylamine 166
N-nitrosomorpholine 365
Non-conformités 19
Nonyphénols 289

O
Objectifs en adsorption sur charbon actif 271
Obligations de moyens 40
Odeur 12
et saveur 376
Opaline™ 285
Optimisation 209

Copyright © 2015 Dunod.

Optimiser la filtration en profondeur 121
Organe de régulation aval 115
Organo-bromés 161
Organo-chlorés totaux 161, 177, 393, 394
Organo-mixtes 161
Orthophosphates 387
Osmose inverse 231
Oxadixyl 382
Oxydabilité au permanganate de potassium 12, 68, 335, 345, 378
Oxydants résiduels 271
Oxydation 231
au $KMnO_4$ 357, 365
de As^{III} en As^{V} 321
du COD 336
Ozonation 196, 287, 332, 342, 345, 347, 357, 362, 365, 376, 381, 383, 391
micropolluants réactifs (ou non) 290
Ozone 158, 205
bonne désinfection 209
Ozoneur
concentration dans le gaz 206
production horaire 206

P

Paramètres
chimiques 311
de dimensionnement des biofiltres aérés 318
microbiologiques 303
Parasites 175
Particules de CAP 278
Partie par million d'équivalent $CaCO_3$ (ppm $CaCO_3$) 237
Peptides 161
Perchlorates 295, 378
Performances
en clarification conventionnelle 179
en clarification membranaire 182
en coagulation 82
en décantation 101
en décarbonatation 259
en désinfection UV 220
en filtration CAG 274
en filtration en profondeur 124
en filtration membranaire 139
en flottation 111
en nanofiltration 295
d'ozoneur 206
Perméabilité 133, 134, 137
de membrane 63
d'un lit filtrant 62
Perméat 64
Perte de charge 127
d'un filtre propre 64
maximale admissible 120
Perte d'eau
en filtration 140
en réseau 5, 43
Perturbateurs endocriniens 328
Pesticides 11, 163, 282, 285, 286, 289, 375, 379
PFTHM *Voir potentiel de formation de THM*
pH 12, 68, 74, 160, 167, 170, 176, 190, 211, 213, 236, 382
correction 230
de chloration 197
d'équilibre 234, 239, 240, 349
de saturation 234
valeurs conseillées 383
Phtalates 329
Pigments chlorophylliens 174
Plaques 90, 91
Plomb 11, 385
Polarite 358
Poliovirus 307
Poliovirus 1 211
Polluants
avérés 230
émergents 230
Polyacrylamide
anionique 313
hydrolysé (PAM) 75, 85
Polychlorure
d'aluminium (PCA) 74, 83, 315
de vinyle (PVC) 341
Polyélectrolyte
anionique 95
cationique 75, 366
Polyéthylène PEHD 195
Polymères 52, 75, 283
Pompe doseuse 185
Porosité 134
du charbon actif 269
du lit filtrant 62
Potentiel
entartrant 243
hydrogène 382
zéta 51, 52, 68
Potentiel de formation
de sous-produits de chloration 271
de THM 190, 295
de THM (diminution) 289
de trihalométhanes 84
Pouvoir de dissolution 234
Pouzzolane 318, 351
Précipitation 230
Précurseurs de goûts et odeurs 377
Pré-filtration 295
Prélèvements d'eau 5
Pré-ozonation 291
Pré-reminéralisation 346
Pression
de pressurisation 106
transmembranaire 65, 135
Prétraitements 17
pour filtration membranaire 135
Procédés
à membranes immergées 318
biologiques 232
de déferrisation 352
Production
de boues 85
d'eau potable en France 6
d'ozone 206
Production (ou charge) 126
Produits de contraste 362
Programmes d'analyse 13
Protéines 161
Protocole de certification 221
Protozoaires 181, 287, 307
élimination 308
PRPDE 9, 13
Pseudomonas aeruginosa 180, 306
Psychotropes 362
Puissance
dissipée en flottation 112
UV-C 216
Pulsator® 93
Pulsatube™ 94
Pulsazur® 285
Pulvérisation de l'eau 247
Purge des canalisations 387

Q

Qualités
des eaux (modalités de suivi) 10
des ressources 6
organoleptiques 263, 303, 345
Quantité
d'air injectée 106
d'eau potable à produire par habitant 5

R

Radiations UV-C 158
Radicaux hydroxyles 162
Radioactivité 387
anthropique 387
naturelle 387
Radiomètres 216, 221
Radium 387
Radon 388
Ratio
« ClO_2^- formé / ClO_2 » 202
« ClO_2^- formé / COD de l'eau » 203
Rayonnements ultraviolets UV-C 164
Réacteur
à CAP 279
de chloration 186
de coagulation 77
de floculation 77
dénitrifiant 374
de type piston dispersif 156
d'ozonation 207
infiniment mélangé 156
piston 156
pour désinfection UV 216
Rechloration 194
en réseau 169, 192
Recommandations 9
Recyclage des eaux de lavage de filtration 128
Réduction 231
du chrome 343
du COD 282, 285
Références de qualité 11
Régénération 277
Règle des « trois huit » 242
Réglementation 9
champs d'application 10
Régulation hydraulique d'un filtre en profondeur 117
Réhabilitation de filière 18
Reminéralisation 213, 230, 383, 386
avec CO_2 et calcaire 250
avec CO_2 et chaux 250
place de la 251
Remplacement de conduite 194
Rendement 216
à flux vertical 56
d'un décanteur 56
d'un flottateur 56
global d'un décanteur à flux horizontal 57
Réseau de distribution 41, 203
Résiduel en coagulant dissous 103, 125
Résidus pharmaceutiques 164, 282, 289, 360
Résines
anioniques 389
époxy 195, 330, 348
Résistance 195
à l'écoulement d'un lit filtrant 62
Résistivité électrique 343
Ressources en eaux 7
Restabilisation 51
Retentat 64
Rétention
mécanismes de 63
des métaux sur les filtres 383
Rétrolavage 135
rH 352, 359
Rinçage à l'eau 116
Risque
de sous-produits de chloration 196
maîtriser le 221
sanitaire 39, 128
Rotavirus 307
Ryznar (indice de) 242

S

Sable 119
Salinité totale 236
Salmonella typhyi 306
Saturateur à chaux 245
Saturnisme 385
Saumure de NaCl 260
Saveur 12

Copyright © 2015 Dunod.
© Dunod - Toute reproduction non autorisée est un délit.

SCD 51, 68
Schock (modèle) 386
Séchage 268
Sélection d'un charbon actif 271
Séléniates 389
Sélénites 389
Sélénium 11, 295, 388
Sels d'acides forts (SAF) 238
Séquestrant 295
Seuil de coupure 133, 293
de membrane 63
Shygella dysenteria 306
Silice activée 76
Simulation numérique en désinfection UV 219
Siphon partialisé 117
Sodium 12, 389
Solubilité du plomb 386
Solvants chlorés 164, 392
Soude 243, 248
Soufflage à l'air seul 116
Sous-produits de désinfection (SPD) 165
UV 220
Sphéricité 61
Spidflow® 107
Spores de bactéries anaérobies (SASR) 125
Staphyloccocus aureus 180, 306
Stockage 183, 185, 186
de perméat 137
Streaming Current Detector Voir SCD
Streptocoques fécaux 180, 305
Stripping 230, 327, 392
Substances humiques 161, 163
Substrats calcaires 246
Suivi du fonctionnement d'un filtre en profondeur 122
Sulcotrione 382
Sulfate d'aluminium 74, 82, 315
Sulfates 12, 390
Surface
horizontale 92
spécifique 266, 269
Surface au sol 54
de filtration 115
Suspension colloïdale 50
SUVA 71, 164, 166, 175, 189, 196, 335

T

t_{10} 156
TAC (diminution) 251
Taille
de micro-organisme 151
de particule 49
de particule et type de filtration 131
effective 61, 120
moyenne 61
Taux
de chloration 189
de chloration à appliquer 188
de chlore appliqué 197
de conversion 65, 134
de fluence 218
de recirculation 106
de rejet 65
d'ozonation 211
Température 12, 167, 170, 176, 211, 236, 266, 390
d'opération 216
effets 391
Temps
de contact 249
de séjour hydraulique moyen 156
morts 140
Terbuméton 382
Test
à l'échelle pilote 35
au marbre 241
biodosimétrique 219
d'innocuité sur membranes et modules neufs 138
d'intégrité sur membranes et modules en service 138
en laboratoire 35
pilote sur site 272
pour eaux profondes 35
Tétrachloroéthylène 392
TH calcique (diminution) 251
THM 393
en réseau 193
formation en production 189
totaux 165, 176
Titre acidimétrique (TACi) 238
Titre alcalimétrique
complet (TAC) 235, 237, 252
simple (TA) 237
Titre hydrotimétrique (TH) 237
calcique (TH_{Ca}) 235, 252, 253
magnésien 253
Topographie de surface 138
TOX *Voir AOX*
Toxines 306
d'algues 271
Traçages 190
Traitement
de finition 229
« filmogène » 387
par charbon actif 365
Transfert de l'ozone 207
Transmittance 164, 217
Trichloramine 161, 316, 338
Trichloroanisoles 195, 330
Trichloroéthylène 392
Trichlorophénols 195, 330
Trihalométhanes *Voir THM*
Tritium 12, 395
Turbidimètres 397
Turbidité 67, 101, 127, 140, 181, 182, 396
des eaux et désinfection par voie physique 397
des eaux filtrées 124

U

Ultrafiltration 131, 375
à flux tangentiel 284
Uranium 387
UV
dose calculée 218
dose de réduction équivalente (DRE) 218
dose validée 218
doses à appliquer 218
UV-C
génération de rayons 216
radiations 158
rayonnements 164

V

Valeurs paramétriques 11
Vibrio chloerae 306
Vieillissement des membranes 141
Virus 174, 180, 182, 307
coxsackie a et b 307
Vitesse
ascensionnelle 56, 102
ascensionnelle entre deux lamelles 58
au miroir 58, 90, 92, 102
d'adsorption 267
de filtration 116, 120, 273
de flottation 54
de Hazen 56
de recirculation 134
descensionnelle 56, 105
de sédimentation 54

X

Xanthane 75

Y

Yersinia enterolitica 306